

XXII. évfolyam 2. szám • 2024

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY
ISSN 1589-4673



Hollókő vára a cserhádi tájban (Nógrád vármegye)
(készítette: Pető Á.)

Alapítva: 2003-ban

Alapítók: A Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete
és Tájökológiai Tanszéke

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

22. ÉVFOLYAM 2. SZÁM



VOL. 22, No. 2.

Alapító és örökös tiszteletbeli főszerkesztő

BARCZI ATTILA†

Főszerkesztők – Chief editors

CENTERI CSABA, PETÓ ÁKOS

Szerkesztők – Editors

MOLNÁR ÁBEL, ERDÉLYI ARNOLD

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ)	LISZTES-SZABÓ ZSUZA (DEBRECEN)	TÓTH A. (SZOLNOK)
BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT)	KERÉNYI A. (DEBRECEN) †	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECH REP.)
CSONTOS P. (BUDAPEST)	KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)	EVELPIDOU, N. (GREECE)
CSORBA P. (DEBRECEN)	LÓCZY D. (PÉCS)	FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA)
CZÓBEL SZ. (SZEGED)	MALATINSZKY Á. (GÖDÖLLŐ)	KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA)
DÁVID L. D. (GÖDÖLLŐ)	MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ) †	MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA)
FEKETE G. (VÁCRÁTÓT) †	MEZŐSI G. (SZEGED)	OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA)
GRÓNÁS V. (GÖDÖLLŐ)	STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ) †	
GYULAI F. (GÖDÖLLŐ)	SZILASSI P. (SZEGED)	

ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003

Alapítók – Founded by

A SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZETE

ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK CIKKEIT REFERÁLJA
A CABI, A SCOPUS, A MATARKA
ÉS AZ AGRÁROLDAL.

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL
AND LANDSCAPE MANAGEMENT
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY
IS COVERED IN THE CABI, SCOPUS,
MATARKA AND AGRÁROLDAL DATABASES.

Kiadja:

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
2100, Gödöllő, Páter Károly utca 1.
Felelős kiadó: Prof. Dr. Gyuricza Csaba, rektor

A szerkesztőség címe – Editorial office

MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,
e-mail: Centeri.Csaba@szie.hu; Peto.Akos@uni-mate.hu

Nyelvi lektorok – Language editing

MALATINSZKY ÁKOS; CENTERI CSABA; PETÓ ÁKOS

ISSN: 1589-4673

DOI: 10.56617/tl.

<https://journal.uni-mate.hu/index.php/tl/issue/view/308>



E lapszám megjelenését
a MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA támogatta.

Tartalomjegyzék

BENDE A., BARTHA D., LÁSZLÓ R.: A fehér akác (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.) és a mirigyes bálványfa (<i>Ailanthus al-tissima</i> (Mill.) Swingle) térhódítása a lébényi Tölgy-erdőben.....	3–19
CSATHÓ A. I., CZUKOR P., SÜMEGI P., BEDE Á.: A kétegyházi Török-halom botanikai vizsgálata	20–42
FEHÉR Á., CENTERI Cs., KELLER B., KATONA K.: Vadrágás hatása az akácok versenyképességére egy mérsékelt égövi tölgyesben	43–62
HERCEG A., KALICZ P., GRIBOVSZKI Z.: A klímaváltozás vízmérlegre gyakorolt hatásának előrejelzése egy gyepborítású tesztparcellán	43–66
MEINHARDT S., CZÓBEL SZ., ÁBRÁM Ö., MORVAI E., TORMÁNÉ KOVÁCS E.: Érintett ágazatok álláspontja a Kolon-tó környékén egyes idegenhonos mézelő inváziós növényfajok vonatkozásában.....	67–84
SÁRADI N., REIS, B. P., CSÁKVÁRI E., CSONKA A. Cs., VÖRÖS M., VERBÉNYINÉ NEUMANN K., TÖRÖK K., HALASSY M.: A lokáció, az irány és a távolság összefüggéseinek vizsgálata az inváziós fajok tömegességére kiskunsági élőhely-helyreállítási kísérletek táji környezetében	85–100
TURCSÁNYI-JÁRDI I., BALOGH P., BAJNOK M.: Kecskékkel történő hosszútávú legeltetés hatása a vegetáció természetességi állapotára és gazdasági értékére északi-középhegységi gyepekben	101–122
AGUIRRE, J. S.: 21th Wellmann International Scientific Conference	123–125
CENTERI Cs.: X. Magyar Tájökológiai Konferencia	126–129
RUSVAI K., ERDÉLYI A.: XIV. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia 2024. november 15–16., Pilisvörösvár: Az erdők szerepe Magyarországon: védelem, gazdálkodás, rekreáció	130–133
KRUSE, A.: Summary Report on the EU CALAND Special Session at the 30th PECSRL 2024	134–137
RUSVAI K.: 31. Pozsonyi Poszternap 2024. november 13., Szlovákia, Pozsony: Transport of Water, Chemicals and Energy in The Soil – Plant – Atmosphere System in Conditions of the Climate Variability	138–140
CENTERI Cs.: 15th ICEEE 2024 Online International Annual Conference 2024 november 21–22. Óbudai Egyetem: Global Environmental Development & Sustainability: Research, Engineering & Management.....	141

Content

BENDE, A., BARTHA, D., LÁSZLÓ, R.: Expansion of black locust (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.) and tree of heaven (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle) in the Oak forest of Lébény	3–19
CSATHÓ, A. I., CZUKOR, P., SÜMEGI, P., BEDE, Á.: Botanical survey of the Török-halom kurgan near Kétegyháza (SE Hungary)	20–42
FEHÉR, Á., CENTERI, Cs., KELLER, B., KATONA, K.: The impact of ungulate browsing on black locust competitive abilities in a temperate oak forest	43–62
HERCEG, A., KALICZ, P., GRIBOVSZKI, Z.: Projections for the impact of climate change on water balance in a grassland study site.....	43–66
MEINHARDT, S., CZÓBEL, SZ., ÁBRÁM, Ö., MORVAI, E., TORMÁNÉ KOVÁCS, E.: Perception of local stakeholder groups about certain invasive alien bee pasture species around Lake Kolon	67–84
SÁRADI, N., REIS, B. P., CSÁKVÁRI, E., CSONKA, A. Cs., VÖRÖS, M., VERBÉNYINÉ NEUMANN, K., TÖRÖK, K., HALASSY, M.: The impact of location, direction and distance on the abundance of invasive species in the surroundings of restoration experiments in the Kiskunság region of Hungary	85–100
TURCSÁNYI-JÁRDI, I., BALOGH, P., BAJNOK, M.: Effect of long-term grazing with goats on the natural state and economic value of vegetation in North Hungarian Mountains grasslands	101–122
AGUIRRE, J. S.: 21th Wellmann International Scientific Conference	123–125
CENTERI, Cs.: X. Magyar Tájökológiai Konferencia	126–129
RUSVAI, K., ERDÉLYI, A.: XIV. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia 2024. november 15–16., Pilisvörösvár: Az erdők szerepe Magyarországon: védelem, gazdálkodás, rekreáció	130–133
KRUSE, A.: Summary Report on the EUCALAND Special Session at the 30th PECSRL 2024	134–137
RUSVAI K.: 31. Pozsonyi Poszternap 2024. november 13., Szlovákia, Pozsony: Transport of Water, Chemicals and Energy in The Soil – Plant – Atmosphere System in Conditions of the Climate Variability	138–140
CENTERI, Cs.: 15th ICEEE 2024 Online International Annual Conference 2024 november 21–22. Óbudai Egyetem: Global Environmental Development & Sustainability: Research, Engineering & Management.....	141

A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) térhódítása a lébényi Tölgy-erdőben

BENDE ATTILA¹, BARTHA DÉNES², LÁSZLÓ RICHÁRD¹

¹ Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet, 9400, Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.; e-mail: bende.attila@uni-sopron.hu; laszlo.richard@uni-sopron.hu

² Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Természetvédelmi Intézet, 9400, Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.; e-mail: bartha.denes@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: erdőtermészetesség, inváziós fajok, lébényi-Tölgy-erdő

Összefoglalás: A mintegy 110 hektár területű lébényi Tölgy-erdő az egyik utolsó kisalföldi természet-szerű erdőtümb, amelyben a fehér akác és a mirigyes bálványfa inváziója veszélyezteti az állományok természetességét. Ennek érzékeltetésére kétféle módszer került alkalmazásra: 1. durva léptékű, erdőtag alapú felmérés az erdőtervi adatokra támaszkodva; 2. finom léptékű, a teljes területet 25×25 m-es rács-hálóval tagolt mintaterekben felvett terepi adatokra támaszkodva. Az első módszer során érzékeltetni lehet a két fajfaj térhódítási dinamikáját, míg a másik módszer segítségével a terjedési gócpontokra (propagulumforrásokra) lehet a figyelmet ráirányítani. A finomabb léptékű felvételezés során gyűjtött újabb fehér akác és mirigyes bálványfa elterjedési adatok jelentős segítséget nyújthatnak abban, hogy a célzott természetvédelmi kezelésekkel hol és milyen módon kell beavatkozni annak érdekében, hogy a lébényi Tölgy-erdő természetességi állapotát a lehető leghatékonyabban lehessen visszaállítani a két fajfaj térfoglalásának visszaszorításával. Az üzemtervek hat bázis-időpontban rögzített adatainak elemzéséből megállítható, hogy a fehér akác esetében a mag eredetű felújításról a sarjaztatásos felújításra tértek át mind a két kezelési (termelőszövetkezeti, majd nemzeti park igazgatósági, ill. erdőgazdasági) forma esetében. Közvetlenül a rendszerváltást megelőző erdőtervezési időszakban e fajfaj térfoglalása még 15,6 %-ot tett ki, addig ez az arány 2024-ben már csak 2,7 %-ot jelent. A mirigyes bálványfát az erdőgazdasági kezelésű erdőrészen már az 1968-as erdőtervi adatok sorában ugyan leírták, de elenyésző arányban (1,5 %). E fajfaj területaránya ugyan stagnáló értéket mutat a 2006-os és a 2024-es évek között (átlagosan 1,9 %-ot), de jelenléte permanens, sőt két gócpont is kirajzolódik a területen. Az erdőgazdálkodási és a természetvédelmi érdekek itt azonosak, ennek ellenére a mirigyes bálványfa kiszorítására tett próbálkozások sikertelennek bizonyultak. A mintateres felmérés eredményei alapján a fehér akác a felvett 1640 kvadrát 82,3 %-ában fordult elő, míg a mirigyes bálványfa azok 41,0 %-ában. A fehér akáchoz képest a mirigyes bálványfa mintaterületenkénti megjelenése csaknem inverz megoszlást mutat, paradox módon e fajfaj visszaszorítása érdekében tett beavatkozások teremtenek kedvező viszonyokat megjelenésének. Fontos kérdés az abundancia mellett a faegyedek átmérőmegoszlása is. A becsült átlagátmérő megoszlás a fehér akác esetében közel normális eloszlást tükröz. Az akác esetében a kvadrátonkénti átmérőviszonyok az e fajfajjal való gazdálkodásnak megfelelően alakulnak, de az 5 cm-nél vékonyabb akác egyedek a felmért kvadrátok 8,0 %-ában voltak jelen, ami egyértelműen az inváziós karakter érvényre jutását tükrözi. A mirigyes bálványfa esetében viszont a legnagyobb gyakoriságot az 5 cm-t el nem érő „vékony bálványfa” kategóriában tapasztaltuk.

Bevezetés

A ma már csak szórványosan megmaradt alföldi természetserű erdők további tévesztése, illetve eljellegtelenedése napjaink látványos jelensége. Az intenzív erdőgazdálkodás, a termőhelyek megváltoztatása, a fokozódó vadhatás mellett az inváziós fajok terjedése okozza elsősorban az átalakulásukat. A természetességük esetenkénti javítására tett intézkedések sajnos nem elégségesek, degradálódásuk továbbra is folytatódik. Az inváziós fafajok közül, amelyek mind gazdálkodási, mind természetvédelmi szempontból a legtöbb problémát okozzák, kiemelt szereppel bír a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*)¹ (Csiszár et al. 2020; Kézdy et al. 2017). Tanulmányunk e két fajfaj térhódítását mutatja be a lébényi Tölgy-erdőben, tekintettel arra, hogy más inváziós karakterű fásszárú faj nem fordult elő a területen

Takács (2011) a Hanság tájátalakítását és felszínborítás-változását taglaló tanulmányában megállapította, hogy a XVIII. századtól fogva a lébényi Tölgy-erdő határai gyakorlatilag nem változtak. Ez az erdőtömb a kisalföldi természetserű erdők egyik ikonikus képviselője, a fellelhető dokumentumok alapján történetét Selmecsi és Höhn (2012), majd még részletesebben Selmecsi et al. (2013) dolgozta fel. Megállapították, hogy az erdő állapotának jelentős változása 1952 után indult meg, majd ez a folyamat az 1970-es években gyorsult fel. Botanikai értékeiről először Zólyomi Bálint adott áttekintést, aki öt cönológiai felvétel alapján közölt egy rövid fajlistát (Zólyomi 1934), amelyben sem a fehér akác, sem a mirigyes bálványfa nem szerepelt. Későbbi tanulmányában csak a jellemzőbb fajokat emelte ki erről a területről (Zólyomi 1937), ahol a két özönfafaj szintén nem található meg. Úgyszintén nem fordul elő e két faj a később, Bolla (1996) által közölt fajlistában sem. Ez utóbbi eset nem jelenti azt, hogy ezek a fafajok nem voltak megtalálhatók az erdőben, csak a közlő nem tartotta érdemesnek feljegyezni őket. Viszont Takács (2010) és különösen Selmecsi és Höhn (2012), illetve Selmecsi et al. (2013) felismerik a két inváziós faj által okozott problémákat, s figyelemfelhívásuk mellett visszaszorításukra is javaslatot tettek.

Külön ki kell emelni, hogy Kevey Balázs 1990–1991-ben 25 cönológiai felvételt készített a lébényi Tölgy-erdőben, amit csak napjainkban adott közre (Kevey 2024). A lombkoronaszintben két alszintet, továbbá a cserjeszint mellett külön újulati szintet különített el. A fehér akác a felső lombkoronaszint esetében valamennyi felvételben előfordult ($A-D=+-3$)², míg az alsó lombkoronaszintnél frekvenciája 56 % volt ($A-D=+-1$). A cserjeszintben és az újulati szintben a frekvencia érték 52 % ($A-D=+-1$), illetve 76 % ($A-D=+$) volt. A mirigyes bálványfa esetében alacsonyabb frekvencia és borítás-gyakoriság értékeket talált, ami a felső és alsó lombkoronaszintben³ 12 %-nak ($A-D=+-2$) és 4 %-nak ($A-D=1$), míg a cserje- és újulati szintben 40 %-nak ($A-D=+-1$) és 48 %-nak ($A-D=+$) adódott. Mindenképpen megjegyzendő, hogy a kisalföldi gyertyános-kocsányos tölgyes (*Scillo vindobonensi-Carpinetum*) jellemzésére a kvadrátokat a felvételező a tipikus részeken igyekezett kijelölni, ennek ellenére nem volt olyan mintaterület, ahol a fehér akác nem, vagy csak egy szintben fordult volna elő. A mirigyes bálványfa akkoriban 9 kvadrátban nem fordult elő.

Az erdőtömb nagyobb, délnyugati részén a potenciális természetes erdőtársulás a kisalföldi gyertyános-kocsányos tölgyes (*Scillo vindobonensi-Carpinetum* Kevey), a kisebb, fennmaradó északkeleti részen a szigetközi tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Pimpinello majoris-Ulmetum* Kevey in Borhidi et Kevey), amely a vízháztartás viszonyok változása, a terület szárazodása miatt az előbbi társulás irányába mozdult el.

A fehér akác inváziója hazánkban a korai bekerülés (1710-es évek) (Ernyey 1926) ellenére csak későn, az utóbbi két-három évtizedben figyelhető meg (Bartha et al. 2008). Az addig szinte kizárólag a gyökérsarjaival kolonizáló faj magokkal történő térhódítása – a kiterjedt művelésének köszönhetően – ma már az az országban sokfelé megfigyelhető, s a természetvédelmi problémák mellett a természetközeli erdőgazdálkodásban is egyre több gondot okoz (Bartha et al. 2006, 2008, 2012).

A mirigyes bálványfa özönfajjá válása rövidebb időn belül, az 1802. évi bekerüléshez képest mintegy jó egy évszázad alatt következett be (Korda 2018). Mind vegetatív, mind generatív úton jól kolonizál, az ország hűvösebb, humidabb területein (még) kevésbé, melegebb, szárazabb területein viszont intenzíven terjed (Udvardy 2004, Udvardy és Zagyvai 2012). Míg a fehér akác invázióját az erdész szakma tompítani igyekszik, addig e körökben a mirigyes bálványfa az özönfajok listáján az első helyre került (Bartha 2021a).

Mind a fehér akác, mind a mirigyes bálványfa szerepel azon a listán, amely a Föld legveszélyesebb inváziós fa- és cserjefajait tartalmazza (Richardson és Rejmánek 2013), melyek a 15 régióból legalább 6 régióban előfordulnak. Az Európára összeállított legveszélyesebb száz élőlény (mikroorganizmus, gomba, növény, állat) listája (Nentwig et al. 2018) 16 fás szárú fajt tartalmaz, ebben a jegyzékben a fehér akác a 13. helyen szerepel, a mirigyes bálványfát viszont (egyelőre) nem tartalmazza. Mindkét özönfafaj szerepel az EASIN (Európai Inváziós Fajok Információs Hálózata: az Unió számára veszélyt jelentő idegen inváziós fajok listája) és a DAISIE (Európa inváziós idegen fajainak leltárja) listáján egyaránt, ráadásul a legsúlyosabb kategóriában. Az EPPO (Európai és Földközi-tenger melléki Növényvédelmi Szervezet Globális Adatbázisa) és EU-IAS (Az Európai Unió számára veszélyt jelentő idegen inváziós fajok) listákon viszont csak a mirigyes bálványfát találjuk meg, utóbbira csak 2019-ben vették fel ([http 1–4](http://1-4)). Ezen utóbbi listákon a fehér akác hiánya elsősorban nem szakmai okokra vezethető vissza (lásd pl. az Erdészeti Lapok 2014. évi áprilisi számának cikkeit és hivatkozásait). Az aktuális hazai fekete lista (Bartha 2020) besorolása szerint mind a két faj a legsúlyosabb kategóriában, a kezelési listában található. Az ebben felsorolt inváziós idegen fajok vagy közvetlenül, vagy az élőhelyek átalakításával közvetetten veszélyeztetik az őshonos fajokat, s nagy területen fordulnak elő. Esetükben intézkedéseket általában csak helyileg érdemes foganatosítani, a különösen értékes fajokra, élőhelyekre vagy területekre gyakorolt negatív hatásuk minimalizálása érdekében. Mind a két fafaj szerepel a hatályos erdőtörvény végrehajtására kiadott 61/2017. (XII. 21.) FM rendelet 3B. mellékletében, amely az intenzíven terjedő fa- és cserjefajokat tartalmazza. Úgyszintén megtaláljuk e két fafajt az idegen növényfajokat tartalmazó legújabb listában (Csiky et al. 2023) is, ahol az átalakító idegen inváziós kategóriába kerültek.

Területének 3/10-ed részén (36-os erdőtag) a Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. Jánossomorjai Erdészete gazdálkodik, míg a 7/10-ed részét (54-es és 55-ös erdőtagok) a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kezeli. Az inváziós fertőzöttség bemutatására két-féle megközelítést alkalmaztunk: (1.) durva léptékű, erdőtervi adatforrásokra épülő, erdőtag alapú megközelítést és (2.) finom léptékű, rácshálóra épülő, kvadrát alapú felmérést.

Erdőtag alapú felmérés, erdőtervi adatok

Az 1960-as évektől napjainkig hozzáférhetőek a lébényi Tölgy-erdőre vonatkozó erdőállomány-gazdálkodási tervek (üzemtervek). Ezek feltárása során idősoros elemzésre is lehetőségünk volt hat bázis-időpontot figyelembe véve (1968, 1980, 1989, 2006, 2013, 2024). Az erdőrészlet szintű változások bemutatására – annak terjedelme miatt – nincs lehetőség, viszont a fehér akác és a mirigyes bálványfa térfoglalása erdőtag szinten is értelmezhető. Külön vizsgáltuk e fafajok eredetét (mag – sarj) és a tagok területéből elfoglalt részarányukat. Az elemzésekbe elsősorban az erdőállomány-gazdálkodási tervek (üzemtervek) leíró lapjának fafajsoros (azaz 5%-nál nagyobb elegyarányú) előfordulásai kerültek be, e dokumentumok megjegyzés rovatának opcionális kitöltése miatt a szórvány – azaz 5%-nál kisebb elegyarányú – előfordulásokat csak kellő óvatossággal tudtuk becsülni, ugyanakkor ezeket az adatokat is figyelembe vettük az értékelés során. Az értékeléseket az alábbi üzemtervek/erdőállomány-gazdálkodási tervek alapján végeztük el:

Erdőgazdasági kezelésben lévő területek (jelenlegi 36-os tag):

- KAEG Észak-Hansági Erdészet Jánossomorja 1968–1978,
- KAEG Észak-Hansági Erdészet Jánossomorja, Lébénymiklós erdőgazdasági üzemterve 1980–1989,
- KAEG Észak-Hansági Erdészet erdőállomány-gazdálkodási terve 1986–2000,
- Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. Észak-Hansági Erdészet erdőállomány-gazdálkodási terve 1996–2005,
- Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. Észak-Hansági Erdészet erdőállomány-gazdálkodási terve 2005–2014,
- Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. Észak-Hansági Erdészet erdőállomány-gazdálkodási terve 2014–2023
- Kisalföldi Erdőgazdaság Zrt. Észak-Hansági Erdészet erdőállomány-gazdálkodási terve 2024–2034.

Termelőszövetkezetek majd a Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében lévő területek (jelenlegi 54-es és 55-ös tagok):

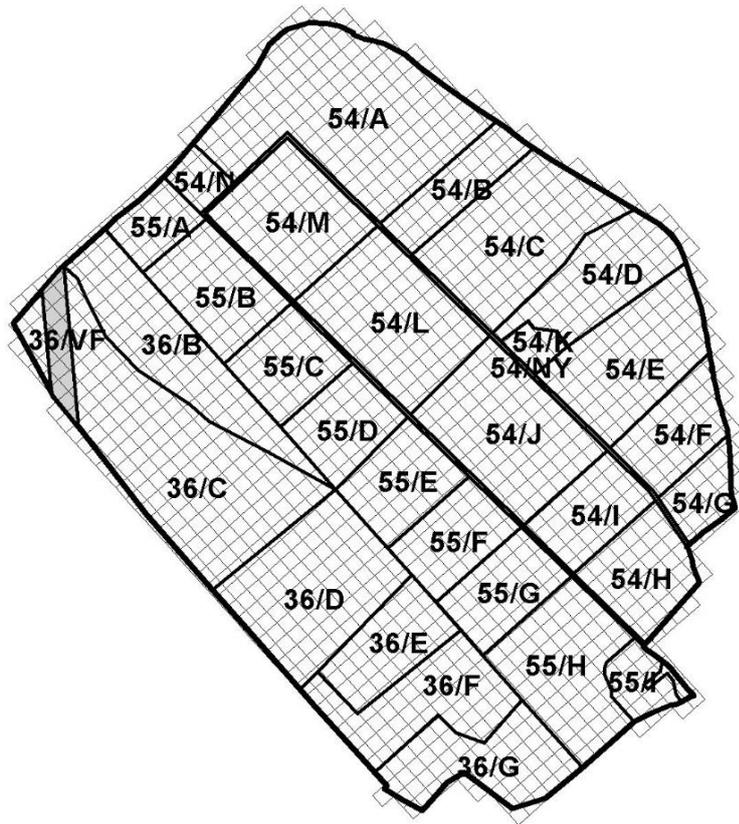
- A lébényi Béke MGTSZ erdeinek üzemterve 1968–1978,
- A lébénymiklói Lenin MGTSZ erdőgazdasági üzemterve 1980–1989,

- Lenin MGTSZ Lébénymiklós erdőállomány-gazdálkodási terve 1990–1999,
- Március 15 MGTSZ erdőállomány-gazdálkodási terve 2006–2016,
- Észak Hanság és Szigetközi Körzeti Erdőterv 2014–2023,
- Észak Hanság és Szigetközi Körzeti Erdőterv 2024–2034.

Kvadrát alapú felmérés és adatok

A Lébényi Tölgy-erdőben az inváziós fásszárú növényfajok egyedeinek számottevő térbeli heterogenitással jellemezhető, helyütt erősen aggregált előfordulása miatt a hagyományos, mintavételen alapuló tömegesség-bebecslési módszerek nem nyújtanak kellő megbízhatóságú eredményt, így reális képet csakis a teljes terület felmérése alapján kaphattunk. Ennek megfelelően vizsgálatunk során az OAKEYLIFE projektben (Erdélyi et al. 2019) tesztelt és alkalmazott metodikának megfelelően a vizsgálati területre egy 25×25 m felbontású rácshálót fektettünk (2. ábra), így a kvadrátok területe minden esetben 625 m² volt. A rácsháló szegélyhelyzetben álló kvadrátjait megvagtuk, így itt változatos területű poligonok képződtek.

Erdőrészletenként minden teljes és – a szegélyhelyzetben lévő kvadrátok esetében – csökkentett területű mintavételi egység vizsgálata megtörtént, leszámítva az olyan kvadrátokat, amelyek területe több mint 75 %-ban csökkent, ahol a felvételezés helyszíni döntés alapján történt. Amennyiben az erdőrészlet egészére vonatkozóan jelentős információt tartalmaztak ezek az egységek (pl. jelentős inváziós gócpont), akkor a felvételt a kvadrátmérettől függetlenül elvégeztük. Az e módon kihagyásra kerülő, irreleváns térrészek összterülete egy adott erdőrészlet területéhez viszonyítva elhanyagolhatónak tekinthető (~1%). A terepi adatgyűjtés során a kvadrátokat GPS-készülék segítségével azonosítottuk, bejártuk, majd a becsült adatokat a futó ArcPad térinformatikai szoftverben közvetlenül az adott poligon attribútumtáblájába rögzítettük. 2019. október közepétől egy hónapon keresztül zajlott a fent leírt módszer segítségével a területet felmérése.



2. ábra. A teljes területfelvétel rácshálója a lébényi Tölgy-erdőben az erdőtag és erdőrészlet jelek

Figure 2. Grid of the total area mapping in the Lébény Oak forest with the forest unit and forest section markers

A mirigyes bálványfa és a fehér akác esetében külön-külön az adott felmérési egységekre az alábbiakat rögzítettük:

1. Az 5 cm mellmagassági átmérőt elérő vagy meghaladó faegyedek darabszáma, valamint egy átlag mellmagassági átmérő, amely az adott felvételi poligonban lévő összes, az adott fajhoz tartozó átmérő a helyszínen becsléssel került megállapításra,
2. Az 5 cm mellmagassági átmérőnél vékonyabb egyedek darabszáma 50 egyed alatt számolással, míg felette becsléssel került meghatározásra,
3. Magoncokat nem találtunk a felmérés során.

A fentiek alapján felvett adatbázis képezte az alapját az inváziós és honos fafajok abundancia és dominancia viszonyait bemutató fedvényeknek, amelyekkel a korábbi, erdőtervi adatok összevethetők voltak, s így időléptékében is értékelhetővé vált e két faj térhódítása a vizsgálati területen.

A terepi adatok térinformatikai feldolgozása ArcGIS 10.3 szoftverrel történt, míg a további adatértékelési feladatok esetében MS Excel programot használtunk.

Eredmények és megvitatásuk

Az erdőtervi elemzésekből leszűrhető eredmények

A fehér akác és a mirigyes bálványfa térfoglalása az erdőgazdasági kezelésben (36-os tag) és a termelészövetkezeti, majd nemzeti parki kezelésben lévő (54–55-ös tagok) területeken hat bázis-időpont vonatkozásában és eredet szerinti bontásban az 1. táblázatban tanulmányozható. A fehér akác esetében egyértelműen látható, hogy a mag eredetű felújításról a sarjaztatásos felújításra tértek át mind a két kezelési forma esetében.

1. táblázat. A fehér akác és a mirigyes bálványfa térfoglalása a jelenleg erdőgazdasági kezelésű (36-os tag) és a nemzeti park igazgatóság kezelésű (54–55-ös tagok) területeken a hat bázis-időpontra

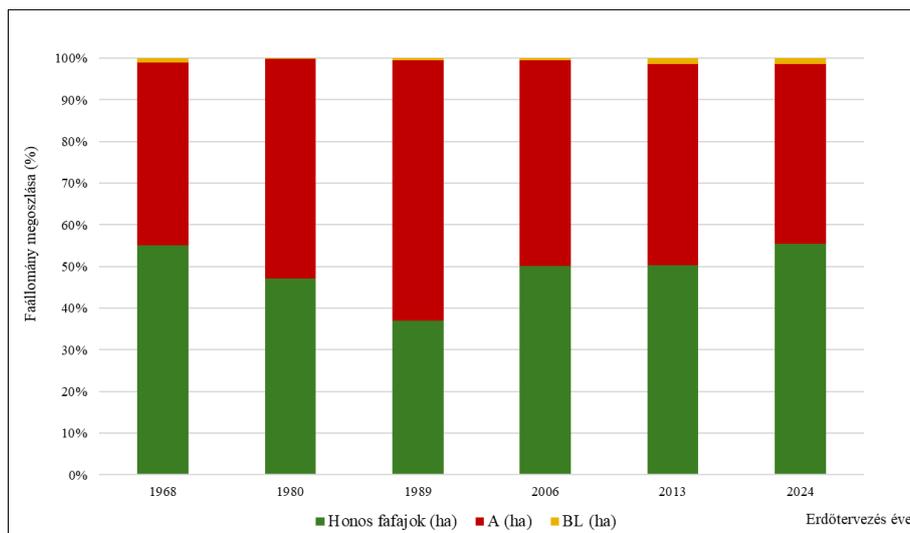
Table 1. Occupancy of black locust and tree of heaven in areas currently under forestry management (36 members) and under the management of the National Park Directorate (54-55 members) for the six baseline dates (ha)

Tag	Év	Fehér akác (ha)			Mirigyes bálványfa (ha)		
		Mag	Sarj	Összesen	Mag	Sarj	Összesen
36	1968	2,7	7,9	10,6	0,4	1,1	1,5
	1980	0	17,1	17,1	0	0	0
	1989	0	15,6	15,6	0	0	0
	2006	0	9,4	9,4	0	1,7	1,7
	2013	0,1	6,8	6,9	0,5	1,5	2,0
	2024	0,1	2,6	2,7	0,7	1,2	1,9
54–55	1968	15,4	19,8	35,2	0	0,8	0,8
	1980	3,6	32,0	35,6	0	0,1	0,1
	1989	4,7	33,8	38,5	0	0,3	0,3
	2006	2,1	32,2	34,3	0	0,3	0,3
	2013	0,7	32,8	33,5	0,7	0,3	1,0
	2024	0,7	29,7	30,4	0,8	0,2	1,0

Az erdőgazdasági kezelésben lévő erdőrészben e fafaj területe az első bázisév, 1968 és az 1980-as évek erdőtervi adatai alapján számottevő növekedést mutatott, de ezt követően csökkenő tendenciát tapasztaltunk (3. ábra) – köszönhetően a természetvédelmi elvárások hathatós érvényesülésének. Ez azt jelenti, hogy közvetlenül a rendszerváltást megelőző erdőtervezési időszakban e fafaj térfoglalása még 15,6 %-ot tett ki, addig ez az arány 2024-ben már csak 2,7 %-ot jelent.

A mirigyes bálványfa esetében kedvezőtlenebb a helyzet az erdőgazdasági kezelésű erdőrészben. Ugyan már az 1968-as erdőtervi adatok sorában regisztrálták e fafaj jelenlétét az erdőgazdasági kezelésben lévő állományokban, de mindössze 1,5 %-ot alig meghaladó mértékben. A következő erdőtervezéskor, 1980-ban nem írták le ezt a fafajt (fafajsorban), amiből természetesen téves lenne azt a következtetést levonni, hogy az

erdőkezelési beavatkozások során sikerült maradéktalanul visszaszorítani, hiszen az erdőtervi megjegyzésekben fel-feltűnik. Jelentős eredményként értékelhető, hogy a tag közepén mutatkozó gócot sikerült felszámolni. Az ezredforduló után a mirigyes bálványfa területaránya stagnáló értéket mutat ugyan – ami a 2006-os és a 2024-es évek között átlagosan 1,9 %-ot jelent –, de ami talán ennél is fontosabb, hogy e fafaj jelenléte permanens, sőt két gócpont is kirajzolódik a délkeleti részen (6. ábra), ami részben erdőfelújítási problémákra vezethető vissza. Az erdőgazdálkodási és a természetvédelmi érdekek itt egybevágnak, ennek ellenére a mirigyes bálványfa kiszorítására tett próbálkozások – az erdőállomány-gazdálkodási tervek alapján – erőtlennek bizonyulnak.

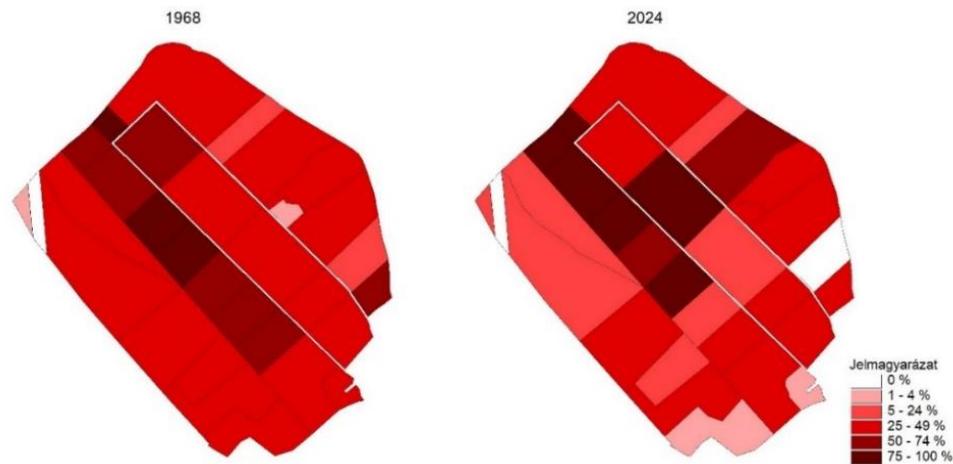


3. ábra. Fafajmegoszlás változása az erdőgazdasági kezelésben lévő területeken (A = fehér akác, BL = mirigyes bálványfa)

Figure 3. Changes in tree species distribution in areas under forest management (A = black locust, BL = tree of heaven)

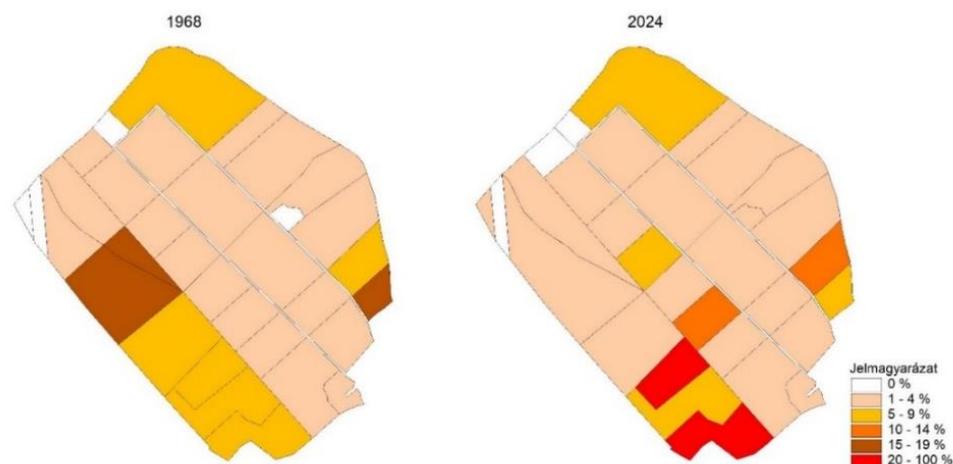
A mirigyes bálványfa területi megoszlásának trendje hasonló az erdőgazdasági kezeléssel rendelkező erdőterületekéhez, de e fafaj aránya ezekben az erdőtagokban elmarad az ott leírtakhoz képest. Az 1968-as bázisévben e fafaj térfoglalása közel 0,8 % volt, 1980-ban és 1989-ben ugyan jelen volt, de minimális mértékben (< 0,4 %). A 2000-es években folyamatosan jelen volt, azonban térfoglalása az erdőtervi adatok alapján 1,0 %-ra növekedett a 2024-es évig.

Bár az erdőállomány-gazdálkodási terv (üzemterv) leíró lapja megjegyzés rovatának kitöltése – különösen korábban – opcionális volt, ezen információforrás mégis fontos lehet, hiszen ezek ezredforduló utáni elemzése alapján megállapítható, hogy 2006-ban az 55-ös tagban még volt két olyan erdőrészlet (3,9 ha összterülettel), amelyekben egyik inváziós fafaj sem fordult elő. A későbbi időpontokban (2013, 2024) sajnálatos módon ez már egyetlen erdőrészletről sem mondható el. 2024-ben a 31 erdőrészlet közül a fehér akác 29 erdőrészletben, a mirigyes bálványfa 26 erdőrészletben volt jelen valamilyen mértékben. A változásokat mindkét fafaj esetében a vizsgálati időszak kezdete (1968) és vége (2024) összevetésével az 5–6. ábra mutatja.



5. ábra. A fehér akác térfoglalásának alakulása üzemtervi adatok alapján a vizsgált időszak elején és végén az erdőrészekben elfoglalt elegyarány alapján

Figure 5. Evolution of black locust occupancy based on working plan data at the beginning and at the end of the study period, according to the proportion of the forest stand occupied by black locust



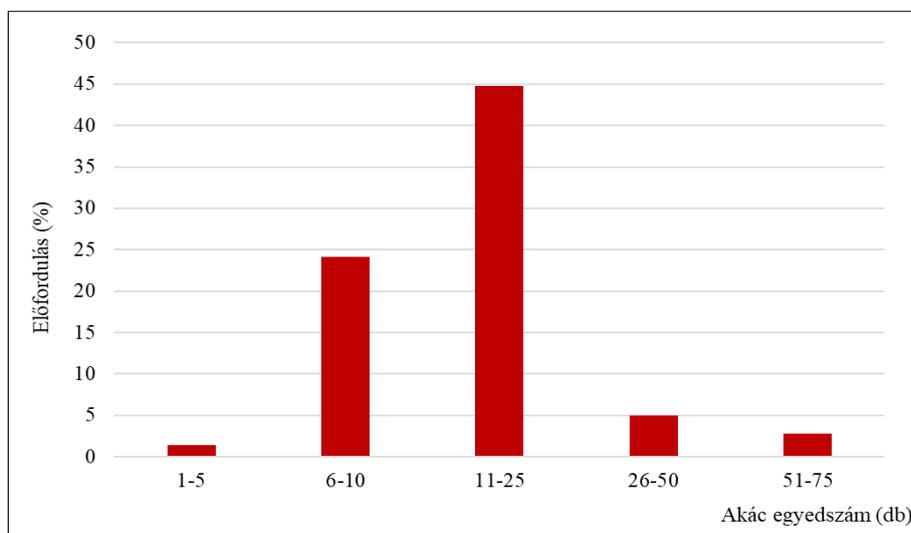
6. ábra. A mirigyes bálványfa térfoglalásának alakulása üzemtervi adatok alapján a vizsgált időszak elején és végén az erdőrészekben elfoglalt elegyarány alapján

Figure 6. Evolution of tree of heaven in the forest stands at the beginning and at the end of the study period, based on the ratio in the forest stands

A rácshálós felmérésből leszűrhető eredmények

Az erdőtervi adatokból leszűrhető eredmények a vizsgált két inváziósfafaj térhódítási dinamikájának hosszabb időléptéket felölelő elemzésére és a főbb trendek megállapítására alkalmasak, azonban az aktuális erdőállapot értékeléséhez szükségszerűen finomabb térléptékben kell vizsgálnunk. A mintateres felmérésünk eredményei alapján a fehér akác a felvett 1640 kvadrát 82,3 %-ában fordultak elő. Ha megvizsgáljuk a kvadrátonkénti egyedszám megoszlást, akkor arra a megállapításra jutunk, hogy a kvadrátok közel felében (44,8 %) 11 és 25 egyed közötti fehér akác volt jelen, viszont a

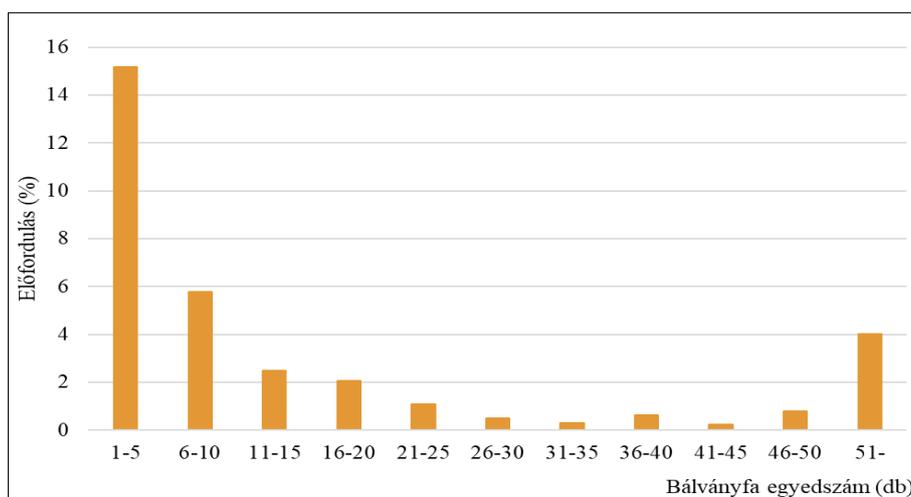
26 egyedet meghaladó jelenlét nem éri el a 10 %-os értéket (7. ábra). Mindez kisebb részben e fajaj ökológiai sajátosságaival, nagyobb részben az erdőkezelési beavatkozásokkal magyarázható.



7. ábra. A fehér akác egyedszám (összes egyed) csoportok előfordulásának gyakorisága a felmért területen

Figure 7. Frequency of the occurrence of black locust species groups (all members) in the surveyed area

A mirigyes bálványfa a felmért kvadrátok 41,0 %-ában volt jelen, viszont e fajaj vonatkozásában a fentiekől eltérő eredményekre jutottunk, ugyanis a felvétel során rögzített kvadrátok több mint 15 %-ában volt jelen 1 és 5 közötti egyedszámmal. A fehér akáchoz képest a mintaterületenkénti megjelenés csaknem inverz megoszlást mutat a közbenső tartományok alacsony értékeivel (8. ábra).

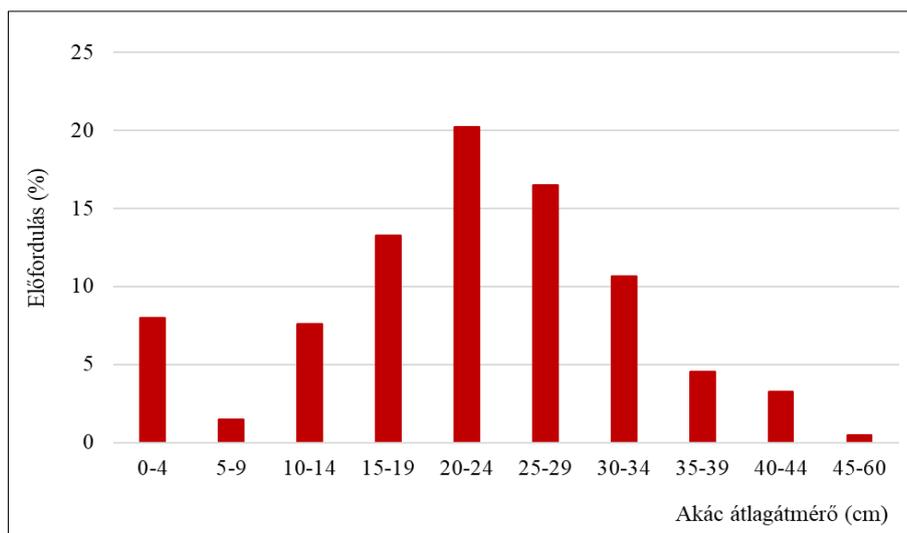


8. ábra. Mirigyes bálványfa egyedszám (összes egyed) csoportok előfordulásának gyakorisága a felmért területen

Figure 8. Frequency of the occurrence of tree of heaven species groups in the surveyed area (all members)

Ennek megfelelően a kvadrátonkénti nagyobb elemszámok felé haladva újra növekvő előfordulási arány mutatkozik, ami részben paradox módon e faj visszaszorítása érdekében tett beavatkozások eredménye, hiszen a nagyobb egyedek kivágását követően hatalmas sarjtelepek keletkeznek, másrészt pedig az erdőgazdálkodási beavatkozások során a bolygatás és a záródás időszakos hiánya teremt kedvező viszonyokat e faj megjelenésének akár generatív úton is.

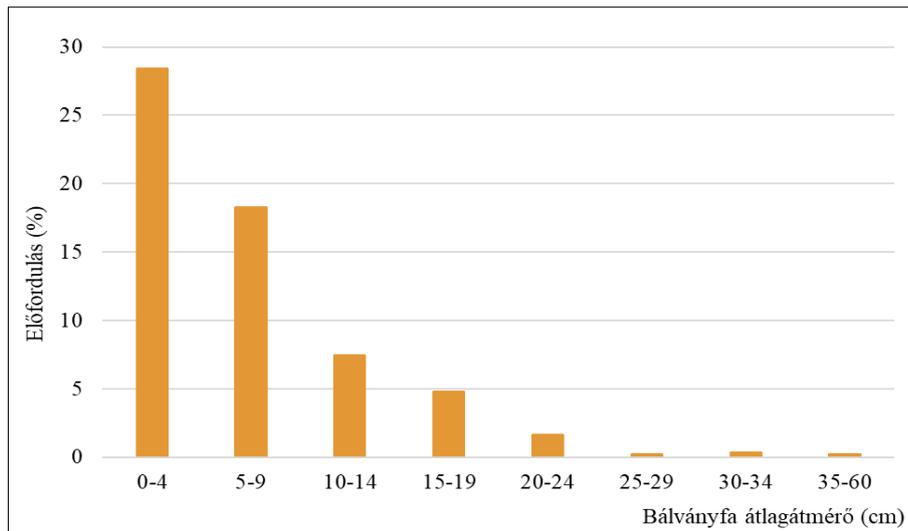
A kvadrátonkénti abundancia értékek mellett a becsült átlagátmérő megoszlást is érdemes figyelembe venni. A fehér akác esetében a felvett állomány átlagos átmérő tartományainak kvadrátonkénti megoszlása közel normális eloszlást tükröz. Ennek megfelelően a vékony átmérőtartományoktól a közepes dimenzióval rendelkező csoportig egyenletesen növekszik a kvadrátonkénti előfordulás aránya, majd a 20–24 cm-es csoportnál regisztrált 20 %-ot meghaladó gyakoriságot követően egyenletes csökkenés tapasztalható a nagyobb átmérőtartományok előfordulását illetően (9. ábra). E tendenciától csak az 5 cm alatti egyedek előfordulási gyakorisága tér el, ami alapvetően e faj jó visszaszorító képességével és inváziós karakterével magyarázható természetes terjedés. Ennek következtében az 5 cm-nél vékonyabb akác egyedek a felmért kvadrátok 8,0 %-ában voltak jelen.



9. ábra. A fehér akác átlagátmérő csoportok előfordulásának gyakorisága a felmért területen

Figure 9. Frequency of occurrence of black locust average diameter groups in the surveyed area

A mirigyes bálványfa becsült átmérőit vizsgálva megállapítható, hogy a legnagyobb gyakoriságot az 5 cm-t el nem érő „vékony bálványfa” kategóriában tapasztaltuk (10. ábra).



10. ábra. Mirigyes bálványfa átlagátmérő csoportok előfordulásának gyakorisága a felmért területen

Figure 10. Frequency of occurrence of tree of heaven average diameter groups in the surveyed area

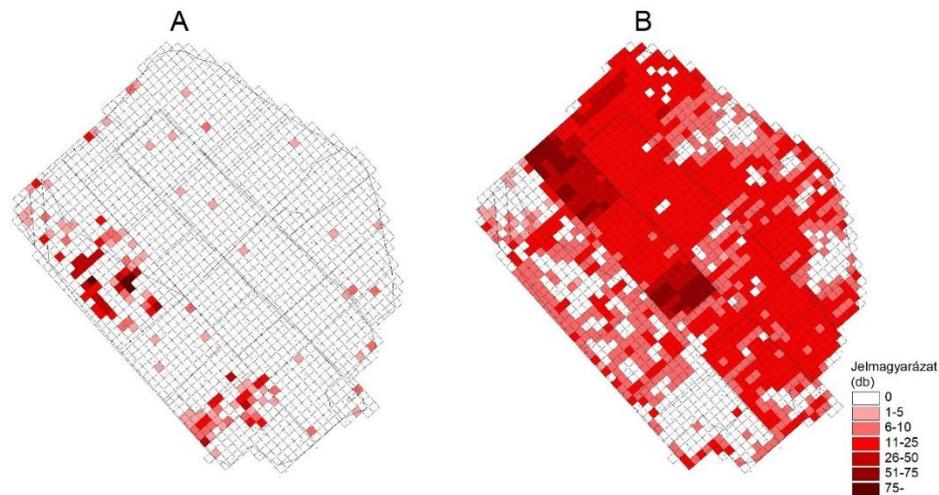
A magasabb átmérőtartományokban felfelé haladva számottevő csökkenés mutatkozik a gyakorisági értékek alakulásában, míg végül eljutunk a 35 cm feletti átmérőtartományba, ami a felvett kvadrátok kevesebb, mint 1 %-ában fordult elő. Az 5 cm-nél vastagabb bálványfa a felmért kvadrátok 28,4 %-ában volt jelen, míg az ezt meghaladó dimenziót elérő egyedek a felvett mintavételi területek 33,1 %-ában voltak jelen. Az ilyen karakterű átmérőmegoszlás kialakulását elsősorban az előhasználatok során rendszeresen kivett bálványfák után lokálisan nagy mennyiségben felverődő gyökérsarjak okozzák.

A nagy átmérőjű egyedek jellemzően szórványosan fordulnak elő, ennek következtében ezeket kisebb eséllyel érintik az előhasználatok, viszont nagymennyiségű és rendszeres magtermésük révén jelentős fertőzési gócpontok.

E mintateres felmérés lehetőséget kínált arra is, hogy az egyes kvadrátokban rögzített fehér akác és mirigyes bálványfa térfoglalását finomabb térléptékben is ábrázoljuk és az ezzel kapcsolatos megállapításainkat megfogalmazzuk. Előbbi fafaj a lébényi Tölgy-erdőben felvett mintaterületek 82,3 %-ában fordult elő, míg utóbbi a terület 41,0 %-át hódította meg napjainkig.

A fehér akác esetében az erdőgazdálkodási célok és az akácos erdőtömbök kezelése alapvetően befolyásolja e fafaj térbeli megjelenését és a regisztrált átmérő dimenziókat, emellett azonban az akác főfafajú erdőrésztetek potenciális propagulum források, sőt a vegetatív felújulás lehetősége révén is kiemelt szereppel bírnak e fafaj inváziós karakterének hatékony kibontakozásában. A lébényi Tölgy-erdőben némiképp árnyalja a fehér akác inváziós karakterét az a tény, hogy a vékony kategória (< 5 cm) alapvetően az előhasználati és a felújítási területekre koncentrálódik, ahol lokálisan nagy mennyiségű tő- és gyökérsarj jelenik meg. A fehér akác térfoglalásának változását és inváziós karakterét szemléletesen tükrözi a magasabb átmérőkategóriákhoz képest a térben távolabb megjelenő „vékony akác” (< 5 cm) térnyerése. Felmérésünk eredményei szerint

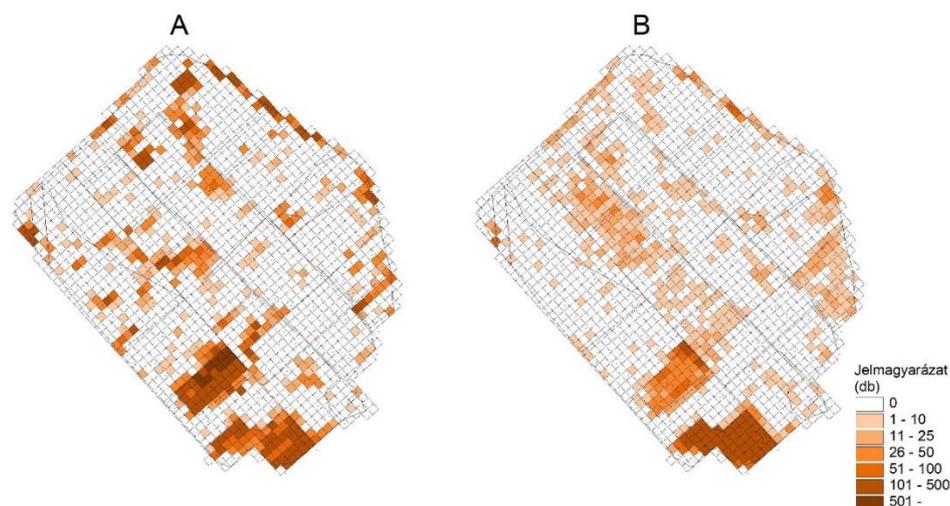
e fafaj olyan hatékonyan kolonizálta a lébényi Tölgy-erdő területét, hogy napjainkra alig találunk olyan kvadrátot, ahol ne jelenne meg (17,7 %) (11. ábra).



11. ábra. A fehér akác térfoglalásának alakulása a felmérés szerint (A: 5 cm-nél vékonyabb egyedek, B: 5 cm-nél vastagabb egyedek)

Figure 11. Evolution of the black locust occupancy according to the survey (A: thinner than 5 cm, B: thicker than 5 cm)

A mirigyes bálványfa esetében ugyan „csak” fele a kolonizált terület az akáchoz képest, ugyanakkor figyelembe kell vennünk azt a tény is, hogy az erdőgazdálkodásnak sohasem volt célja e fafaj térnyerésének elősegítése, sőt épp ellenkezőleg, igyekeztek mindenkor visszaszorítani az erdőkezelési munkák során, sajnos csak több-kevesebb sikerrel. A térbeli mintázat is a fentieket támasztja alá, hiszen jellemzően a lébényi Tölgy-erdő szélén, illetve zárt erdőtömbön belül is az erdőfelújítások területein, a záródásihiányos vagy épp a szegélyhelyzetű többletfénnyel és bolygatással érintett területeken jelent meg e fafaj nagyobb arányban. A vastag bálványfa egyedek ugyan csak szálanként és szórványosan jelennek meg a kvadrátok mintegy harmadában (33,1 %), ugyanakkor e magtermő példányok kiemelt szereppel bírnak a terület elfertőzésében. E gócpontokból kiindulva napjainkra a teljes terület közel felén (41 %) megjelent e fafaj, egyes esetekben áthatolhatatlan sarjtelepeket képezve. E fertőzési gócból kiinduló térnyerés, a vastag és a vékony bálványfa térbeli mintázata a 12. ábrán látható.



12. ábra. A mirigyes bálványfa térfoglalásának alakulása a felmérés szerint
(A: 5 cm-nél vékonyabb egyedek, B: 5 cm-nél vastagabb egyedek)

Figure 12. Evolution of the tree of heaven occupancy according to the survey
(A: thinner than 5 cm, B: thicker than 5 cm)

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóságnak a felmérés elvégzésének támogatásáért. Köszönettel tartozunk továbbá Ádám Dénes és dr. Timár Gábor uraknak a régi erdőtervezési adatok beszerzésében nyújtott segítségükért, valamint dr. Höhn Máriának és dr. Kevey Baláznak a korábbi felmérések adatainak átengedéséért.

Irodalom

- Bartha, D. 2020: Fekete Lista. Magyarország inváziós fa- és cserjefajai. / Black List. Invasive tree and shrub species of Hungary. * Szürke Lista. Magyarország potenciálisan inváziós fa- és cserjefajai. / Grey List. Potentially invasive tree and shrub species of Hungary. Soproni Egyetem Kiadó / University of Sopron Press, Sopron, p. 84.
- Bartha, D. 2021a: An annotated and updated checklist of the Hungarian dendroflora. Acta Botanica Hungarica 63(3-4): 227-284. DOI: <https://doi.org/10.1556/034.63.2021.3-4.1>
- Bartha, D. 2021b: Robinie – Hoffnung oder Enttäuschung für die Zukunft? Ginkgoblätter 165: 28.
- Bartha, D., Csiszár, Á., Zsigmond, V. 2006: Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Botta-Dukát, Z., Mihály, B. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II. A KvVM tanulmánykötetei 10., TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 37-67.
- Bartha, D., Csiszár, Á., Zsigmond, V. 2008: Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Botta-Dukát, Z. – Balogh, L. (eds.): The most important invasive plants in Hungary. Institute of Ecology and Botany – Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, pp. 63-76.
- Bartha, D., Csiszár, Á., Zagyvai, G., Zsigmond, V. 2012: Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). In: Csiszár, Á. (szerk.): Inváziós növényfajok Magyarországon. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Pátria Nyomda Zrt., Budapest, pp. 126-131.
- Bolla, S. 1996: Lébény: gyertyános-tölgyes. Kisalföld, 1996. október 19.
- Braun-Blanquet, J. 1951: Pflanzensoziologie. 2. Auflage. – Springer, Wien, p. 631
- Csiky, J., Balogh, L., Dancza, I., Gyulai, F., Jakab, G., Király, G., Lehoczky, É., Mesterházy, A., Pósa, P., Wirth, T. 2023: Checklist of alien vascular plants of Hungary and their invasion biological characteristics. Acta Botanica Hungarica 65(1-2): 53-72. DOI: <https://doi.org/10.1556/034.65.2023.1-2.3>

- Csiszár, Á., Kézdy, P., Korda, M., Bartha, D. 2020: Occurrence and management of invasive alien species in Hungarian protected areas compared to Europe. *Folia Oecologica* 47(2): 178–191. DOI: <https://doi.org/10.2478/foecol-2020-0021>
- Dövényi, Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere I-II. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 299–317.
- Erdélyi, A., Hartdégén J., Molnár Á. P., Hajagos G., Vadász Cs. 2019: A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) finomléptékű elterjedésének vizsgálata archív és recens adatok alapján a Peszéri-erdőben. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 75–84. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3466>
- Ernyey, J. 1926: Az akácfa vándorútja és megtelepedése hazánkban. – *Magyar Botanikai Lapok* 25: 161–191.
- Kevey, B. 2024: A Hanság gyertyános-tölgyesei (*Scillo vindobonensi-Carpinetum*). *Natura Somogyiensis* 42: 101–130. DOI: <https://doi.org/10.24394/NatSom.2024.42.101>
- Kézdy, P., Csiszár, Á., Korda, M., Bartha, D. 2017: Természetvédelmi kezelést végző szakemberek tapasztalatai az inváziós fajokról – egy hazai, kérdőíves felmérés eredményei. In: Csiszár, Á., Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. 2. kiadás. Rosalia kézikönyvek 3. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 11–14.
- Korda, M. 2018: A Magyarországon inváziós növényfajok elterjedésének és elterjesztésének története I. *Tilia* 19: 111–194.
- Nentwig, W., Bacher, S., Kumschick, S., Pyšek, P., Vilà, M. 2018: More than „100 worst” alien species in Europe. *Biological Invasions* 20: 1611–1621. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1651-6>
- Richardson, D.M., Rejmánek, M. 2013: Trees and shrubs as invasive alien species — 2013 update of the global database *Diversity and Distributions* 19(8): 1093–1094. DOI: <https://doi.org/10.1111/ddi.12075>
- Selmeci, M., Höhn, M., Saláta, D. 2013: A lébényi Tölgy-erdő tájtörténeti kutatása. *Tájökológiai Lapok* 11(2): 261–277. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3753>
- Selmeci, M., Höhn, M. 2012: A lébényi „Tölgy-erdő” növényzetének változása a tájhasználat és tájtörténet ismeretében. *Kertgazdaság* 44(4): 54–61.
- Takács, G. 2010: Lébény-Tölgyerdő. In: Molnár, Zs. (szerk.): *A XV. MÉTA-TÚRA túravezető füzet*. Kisalföld. 2010. szeptember 29.–október 4. Kézirat, s. n.
- Takács, G. 2011: Tájátalakítás és a felszínborítás változásai a Hanságban a XVIII.–XX. században. *Tájökológiai Lapok* 9(1): 13–42. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3895>
- Udvardy, L. 2004: Bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). In: Mihály, B., Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 143–160.
- Udvardy, L., Zagyvai, G. 2012: Mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle). In: Csiszár, Á. (szerk.): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 133–137.
- Zólyomi, B. 1934: A Hanság növénysszövetkezetei (összefoglalás). *Die Pflanzengesellschaften des Hanság*. Vasi Szemle 1: 146–174.
- Zólyomi, B. 1937: A Szigetköz növényntani kutatásának eredményei. *Botanikai Közlemények* 34(5–6): 169–190.

Internetes források

- http1: EASIN – European Alien Species Information Network <https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin> (Hozzáférés / accessed: 2023. 06. 25.)
- http2: EPPO – European and Mediterranean Plant Protection Organization Global Database <https://gd.eppo.int/> (Hozzáférés / accessed: 2023. 06. 28.)
- http3: DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe <http://www.europe-alien.org/> (Hozzáférés / accessed: 2023. 06. 28.)
- http4: EU-IAS – Európai Unió inváziós fajokkal kapcsolatos honlapja <https://ec.europa.eu/environment/nature/invasivealien/> (Hozzáférés / accessed: 2023. 06. 28.)

Expansion of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) in the Oak forest of Lébény

A. BENDE¹, D. BARTHA², R. LÁSZLÓ¹

¹ University of Sopron, Faculty of Forestry, Institute of Wildlife Management and Wildlife Biology, Sopron, Bajcsy-Zsilinszky út 4., 9400, Hungary; e-mail: bende.attila@uni-sopron.hu;

laszlo.richard@uni-sopron.hu

² University of Sopron, Faculty of Forestry, Institute of Environmental Protection and Nature Conservation, Sopron, Bajcsy-Zsilinszky út 4., 9400, Hungary; e-mail: bartha.denes@uni-sopron.hu

Keywords: forest naturalness condition, invasive tree species, Oak-Forest of Lébény

Abstract: The 110-hectare Lébény Oak Forest is one of the last natural forest blocks in the Little Plain, where the invasion of black locusts and tree of heaven is threatening the naturalness of the stands. Two different methods were used to illustrate this: 1. a coarse-scale, forest plot-based survey using forest plot data; 2. a fine-scale survey based on field data collected in sample plots, which were divided into 25×25 m areas gridded with net. The first method can be used to get a sense of the dispersal dynamics of the two tree species, while the second method can be used to focus attention on propagule sources. The more recent black locust and tree of heaven distribution data collected during the finer-scale survey can provide important information on where and how to intervene with targeted conservation treatments to restore the natural state of the Lébény Oak Forest as effectively as possible by reducing the dispersion of the two species. From the analysis of the data recorded in the six baseline dates of the management plans, it can be concluded that black locusts have shifted from seed-based restoration to sprout-based germination restoration for both management types (cooperative farming, then national park management and forestry). In the forest planning period immediately before the regime change, the occupation of this species was 15.6 %, but in 2024 it is only 2.7 %. The presence of tree of heaven in forestry-managed forest areas was already recorded in the 1968 forest plan, but in a negligible proportion (1.5%). Although the proportion of this species stagnated between 2006 and 2024 (1.9% on average), its presence is permanent and two propagule sources are also visible in the area. Forest management and conservation interests are the same here, but attempts to eradicate tree of heaven have been unsuccessful. According to the results of the field sample survey, black locust was found in 82.3% of the 1640 relevés surveyed, while tree of heaven was found in 41.0%. Compared to the black locust, the distribution of tree of heaven per sample area is almost inversely distributed, paradoxically, interventions to control this species create favourable conditions for its occurrence. In addition to abundance, the diameter distribution of these trees is also an important issue. The estimated mean diameter distribution for black locusts reflects a near-normal distribution. For black locust, the diameter distribution per relevé is in line with the management of this species, but black locust specimens thinner than 5 cm were present in 8.0% of the relevés surveyed, clearly reflecting the invasive character of the species. In contrast, the highest frequency of tree of heaven was observed in the category "thin tree of heaven" being less than 5 cm.

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



A kétegyházi Török-halom botanikai vizsgálata

CSATHÓ ANDRÁS ISTVÁN¹, CZUKOR PÉTER², SÜMEGI PÁL³, BEDE ÁDÁM⁴

¹Független kutató, H-5830 Battonya;

e-mail: csatho@mezsgyevedelem.hu

²Móra Ferenc Múzeum, H-6720 Szeged, Roosevelttér 1–3.

³Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Földtani és Őslénytani Tanszék, H-6722 Szeged, Egyetem utca 2–6.

⁴Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport, Ökológiai és Botanikai Intézet, HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, H-2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.

Kulcsszavak: kunhalom, kurgán, löszpusztagyep, Alföld, Tiszántúl, Maros–Körös köze, Békés vármegye, fajkészlet

Összefoglalás: A Kígyósi-pusztán, Kétegyháza közigazgatási határában található Török-halom egy késő rézkori kurgán (halomsír), melyet a keleti eredetű nomád műveltség, a Jamnaja-kultúra emelt. A kunhalom botanikai felmérésére 2016–2017-ben került sor. A kurgán felszínéről teljességre törekvő fajlistát készítettünk, a területről összesen 107 hajtásos növényfaj került elő (KEF: 9492.2). Munkánk során elkészítettük a halomfelszín vegetációtérképét. A területen elkülöníthető vegetációs egységek a kitettségnek megfelelően erősen eltértek egymástól. A halom vegetációját 2×2 m-es cönológiai felvételekkel is dokumentáltuk. A Török-halom jelentős részét viszonylag jó állapotban fennmaradt löszpusztagyep borítja, a gyep alapvetően nem ősgyep-jellegű, de az állományban értékesebb fajok is előfordulnak (pl. *Ranunculus illyricus*, *Fragaria viridis*, *Filipendula vulgaris*, *Ononis spinosiformis* subsp. *semihircina*, *Salvia austriaca*, *Verbascum phoeniceum*, *Dianthus giganteiformis* subsp. *pontederæ*). Néhány ritkább vagy kevés adattal rendelkező gyomjellegű vagy zavarástűrő faj jelenléte is kiemelhető (*Stachys germanica*, *Alyssum alyssoides*, *Carthamus lanatus*, *Crepis pulchra*, *Stellaria pallida* stb.). A rendszeres kezelés miatt fászfű növények a halmon csak néhány kisebb cserje formájában fordulnak elő (pl. *Rosa rubiginosa* s. str.). A fajkészletvizsgálat során kapott fajszámot más kunhalmokról közölt eredményekkel vetettük össze. Figyelembe véve, hogy a végig gyepvel borított halom felszínén egy átlagos állapotú kunhalomhoz képest nem, vagy csak alig találhatóak – természetvédelmi szempontból alapvetően kedvezőtlen, de a heterogenitást (így az össz fajszámot is) növelő – erősen zavart foltok (pl. szántásszegély, földút, cserjés, erdőfolt vagy ruderalis állományok), az itt dokumentált fajszám még inkább magasnak tekinthető.

Bevezetés

Az egész eurázsiai sztyepp- és erdőssztyepp-zónában – mely utóbbi zónába a magyarországi Nagyalföld is beletartozik – több százezer temetkezési halom áll még ma is (Deák et al. 2016, Deák 2018). Az elmúlt évezredek, de főleg a felgyorsult utóbbi évszázadok során számos bolygatás érte ezeket a tájrégészeti objektumokat, sokuk pedig már végleg eltűnt az ember tájátalakítási tevékenységei következtében, elsősorban az elszántások, az elbányászások vagy a beépítések miatt (Bede 2011, Tóth et al. 2018).

Az őskori halmok (kurgánok) a késő rézkorban–kora bronzkorban (Kr. e. 3600–2800) az Alföldön élt keleti eredetű, nagyállattartó Jamnaja-közösségek temetkezési

helyei. A központi sír (az eredeti talajfelszín alá mélyített gödörsír) fölé halmot emeltek, a későbbi utótemetkezések alkalmával pedig újabb egy vagy két réteget hordtak fel rá, ami növelte a halom méretét (Ecsedy 1979, Dani és Horváth 2012, Dani 2020). A halmok magányosan, párosan, kisebb csoportokban vagy sorokban helyezkednek el, és rendszerint a folyók és vizes élőhelyek partjait követik vagy a hátvonulatok legmagasabb pontjain állnak (Bede 2011, Pető et al. 2022).

A kurgánok a régészeti vonatkozásaikon felül természetvédelmi és botanikai szempontból is kiemelkedő jelentőségű objektumok (Zólyomi 1969, Tóth 2004, Deák et al. 2016, Deák 2018). Magyarországon minden kunhalom *ex lege* országos jelentőségű védett természeti emlékeknek számít (Rákóczi 2016, Árgay és Deák 2023).

Békés vármegyében, a Kígyósi-pusztában található, közigazgatásilag Kétegyházához tartozó Török-halmon 2016–2017-ben komplex multidiszciplináris vizsgálatokat végeztünk (Bede et al. 2019a, 2019b), a jelen tanulmányban a kutatások botanikai vonatkozású eredményeit foglaljuk össze.

Anyag és módszer

A Török-halom és környezete

A kétegyházi Török-halom a nevezetes kétegyházi kurgánmező legnagyobb méretű eredeti állapotban megmaradt tagja.



1. ábra. A kétegyházi két Török-halom. Jobbról a tanulmányunkban jellemzett (északi) Török-halom, balról az újjáépített (déli) Török-halom (Csathó András István felvétele, 2016. március 19.)

Figure 1 Two kurgans both named 'Török-halom' near Kétegyháza. The Török-halom kurgan described in our study is on the right side of the picture (north). The other mound on the left has been rebuilt as part of a restoration project (Photo by A. I. Csathó, 19 March 2016)

A halommező tagjai közül 75 kurgán a Körös–Maros Nemzeti Park Kígyósi-pusztá részterületén (nemzeti parki törzsterületen) található (Bede et al. 2019a, 2019b). A kurgánmezőt – bár más települések külterületét is érinti – legtöbbször kétegyházi halommezőként aposztrofálják, mivel a halmok és halomcsoportok legnagyobb számban és sűrűségben Kétegyháza északi határában található (Ecsedy 1979, Bede 2011).

A Török-halmot körülvevő természetvédelmi szempontból is kiemelkedő táj igen változatos. A felszínt több, egymással párhuzamosan futó Ős-Maros-meder (Vizes-völgy, Apáti-ér, Szabadkai-ér, Nagy-Csattogó, Hajdú-völgy) szabdalja, az érmedrek között pedig kiterjedt földhátak, pleisztocén kori maradványfelszínek húzódnak, melyeken a halmok is sorakoznak. A pusztá központi részén igen nagy kiterjedésű szikes puszták és mocsarak (alluviális medencék), a széleken mozaikosan szántók, erdők és kisebb gyeppek helyezkednek el (Dövényi et al. 1977, Kertész 2005, 2006, Barczy 2016).

A legmagasabb halmok – a két Török-halom és a Hegyes-halom – mellett számos közepes méretű vagy alacsonyabb kurgánt is emeltek a területen. A Szabadkígyós–Kétegyháza vasútvonal nyugati és keleti oldalán található egy-egy kis és közepes méretű halmokból álló csoportosulás. Ezek azért maradhattak meg viszonylagos épségben, mert a szikes talaj gyenge minősége miatt nem szántották őket, így csak kismértékű vagy más jellegű bolygatások történtek rajtuk (az 1960-as évek végén ezekbe a halmokba is kutatóárokot ástak a régészek, többüket pedig szinte teljesen el is hordták). A 18–19. századi katonai, uradalmi és kataszteri térképek a kurgánmező több halmát feltüntetik, valamint a határponton elhelyezkedő halmokat is rendszeresen jelölik. Ezt a tájat a 18. század első felétől – a török utáni újbóli megtelepedéstől – intenzíven művelik, a szántók kiterjedése is egyre nőtt, és ez több halmon maradandó nyomot hagyott.

Az eredeti állapotában megmaradt északi Török-halom legfőbb morfológiai adatai a következők. Központi koordinátái: WGS84 46.550440° N – 21.142087° E; EOVS 810,618 – 136,155 (EOTR 38-424). Relatív magassága: 5 m; abszolút (tengerszint feletti) magassága: 96,1 m. Átmérői: 58 m és 52 m; kerülete: 218 m; alapterülete: 3.670 m².

Ma is hatalmas, impozáns megjelenésű, szabályos alakú, tekintélyes méretű és alapvetően ép szerkezetű halom, a pusztai környezetben valósággal uralja a tájat. Az eredetként megmaradt halmok közül ez a legnagyobb. A kurgán jelenleg is jó állapotban van. Körben szinte végig jól kivehető a mélyebb felszín (horpa) nyomai, melyből a halom anyagát a késő réz korban kitermelhették (ezek a területek mára részben feltöltődtek, jellemzően zombékos, mocsári élőhelyek).

A Török-halom csúcsán háromszögletes betonpontot állandósítottak. A kurgán lábi része körben már szikes élőhelyekkel találkozhat. Oldalain enyhe bolygatások nyomai látszódnak, például a keleti lejtőjén kis beásás (talán hajdani kincskeresés kutatógödre, esetleg egykori rókakotorék nyoma). Teteje síkban határozottan lapos.

Korábban maga a Török-halom is határpont volt, egykor vármegye-határ-pontnak is számított (Kétegyháza és Kakucs pusztá, illetve Békés és Arad vármegye között), 1950 óta a halom teljes egészében Kétegyháza külterületéhez tartozik (Bede et al. 2019a, 2019b). Délről és északról igen markáns határárok és az árokból kitermelt sánc fut fel

a kurgán lábi részeire, azonban az árok a halomtest központi részén már nem folytatódik. Az árkot és sáncot nagy valószínűséggel a 17–18. században építették, történeti vonatkozásai miatt kiemelkedő tájképi értéket jelentenek.

A halomfelszín borító gyep kezelését kb. az 1960-as évektől az 1990-es évek elejéig terjedő időszakban nagy valószínűséggel juhval történő rendszeres legeltetés jelentette (vö. Bede et al. 2019b). Az 1990-es évektől a halom alsó felét traktoros gépi kaszálással kezelik (a száraz felső részek kezeletlenek). De ritkán, rendszertelenül ez után is előfordult, hogy a halmot borító gyepet juhval meglegeltették. 2022-ben a vasútvonal mellett kiütött tűz nagyobb pusztarészt érintett, ekkor a Török-halom teljes felszíne is leégett. (Forgách Balázs – szóbeli közlés.)

Az 1990-es évek elején egy honvédségi gyakorlatozás során próbálövészárkot ástak a halom alsó részébe, az árkot természetvédelmi indokok miatt sikerült visszatemetetni (Szelekovszky László és Tirják László – szóbeli közlés).

A szóban forgó halomtól 360 m-re dél-délkeletre egy másik nagyméretű kurgán állt, amelyet a források azonos név alatt, ugyanúgy Török-halomként említettek. Ezt a halmot az 1960-as években szinte teljes mértékben elhordták, csak a szegélyekből maradt egy kevés. A déli halmot a Körös–Maros Nemzeti Park 2011-ben újjáépítette, majd a felszínén gyeprekonstrukciót hajtott végre (Bede et al. 2019a, 2019b). A déli, „Új-Török-halom” növényzetére jelen tanulmányunkban nem térünk ki.

A botanikai felmérés

A kétegyházi Török-halomról és közvetlen körzetéből korábban Kertész Éva több florisztikai adatot közölt (Kertész 2000, 2005, 2006), valamint a kurgánról Medovarszky Márta állított össze egy 35 fajból álló fajlistát a diplomadolgozatában (Medovarszky 2010).

Vizsgálatunk során a Török-halom botanikai felmérését a 2016-os és 2017-es évben végeztük el. A két év során négy alkalommal mértük fel a halmot, a bejárások során különböző aspektusokat tudtunk vizsgálni. A felmérések időpontjai (és résztvevői): 2016. március 19. (Bede Ádám, Csathó András István); 2016. június 28. (Bede Ádám, Csathó András István); 2016. szeptember 18. (Bede Ádám, Csathó András István, Rovó János, Sümegi Balázs Pál, Sümegi Pál); 2017. május 11. (Bede Ádám, Csathó András István).

A Török-halom az 9492.2-es közép-európai flóratérképezési kvadráthoz (KEF) tartozik.

A fajkészlet vizsgálata

Munkánk során elkészítettük a kétegyházi Török-halom hajtásos növényfajainak teljességre törekvő listáját (1. melléklet).

Minden fajnál megadtunk egy, a halomfelszínre vonatkozó relatív gyakorisági értéket is, a következő, tízfokozatú skála alapján: 1. szálanként, 2. igen ritka, 3. ritka, 4. ritka–szórványos, 5. szórványos, 6. szórványos–gyakori, 7. gyakori, 8. igen gyakori, 9.

tömeges, 10. uralkodó. A megadott kategóriák ugyan szubjektívek, de mégis használhatók arra, hogy egy faj mennyiségére gyorsan egy hozzávetőleges jellemzést adjanak. Továbbá minden fajnál megbecsültük, hogy a borítása a halom egész felszínén átlagosan összesen kb. hány m²-re tehető (az adott faj éven belüli maximális borításakor). Amennyiben a két év között jelentős eltérést tapasztaltunk egy faj borításértékei között, úgy egy átlagos becsült értéket adtunk meg. Több faj esetében a területen való előfordulásával kapcsolatos egyéb megjegyzéseket is tettünk, így például feltüntettük a tapasztalt tőszámot vagy a területen belül az előfordulás jellemző helyét is.

Az egyes fajoknál törekedtünk a kisméretű, alfajok beazonosítására is.

A növényfajok tudományos nevezéktana terén a World Flora Online adatbázisát (WFO 2024), a magyar nevek tekintetében Simon (2002) munkáját tekintettük irányadónak.

Cönológiai vizsgálat

A kétegyházi Török-halmon 2016. június 28-án öt cönológiai felvételt készítettünk, amelyek a halom különböző kitettségi részein jellemző gyepállományokat dokumentáltak. A felvételeket két karakterből álló kóddal jelöltük (C1–C5). A 2×2 m-es, négyzet alakú felvételeknél minden előkerült faj esetében százalékos borítási értéket adtunk meg (tehát az alacsony borítású fajoknál is). Az egyes felvételeknél megadtuk a kitettséget, lejtőszöveget, az összborítást, a mohafajok összborítását, a csupasz talajfelszín arányát, utóbbiakat szintén százalékos értékekkel. A mintavételi pontok helyzetét kézi GPS-készülék segítségével is meghatároztuk. A cönológiai felvételek részletes adatait az 1. táblázat tartalmazza.

Vegetációtérkép

A helyszínen is észlelhető és elkülöníthető vegetációs foltokat kézi GPS-készülék segítségével határoztuk le. Az adatok adatbázisba való bevitele után a mintázatot GIS (ArcMap 10) programmal jelenítettük meg. Az elkészült térképmodellen a készített cönológiai felvételek helyzetét is ábrázoltuk, továbbá az egyes fászfajú növényegyedek előfordulási pontjait is feltüntettük (4. ábra).

Eredmények

A fajkészlet vizsgálata

A kétegyházi Török-halom felszínéről 107 hajtásos növényfaj előfordulását sikerült kimutatnunk.

2016-ban a három bejárás során 88 növényfaj került elő, a fajlistát a 2017-es felmérés további 19 fajjal egészítette ki.

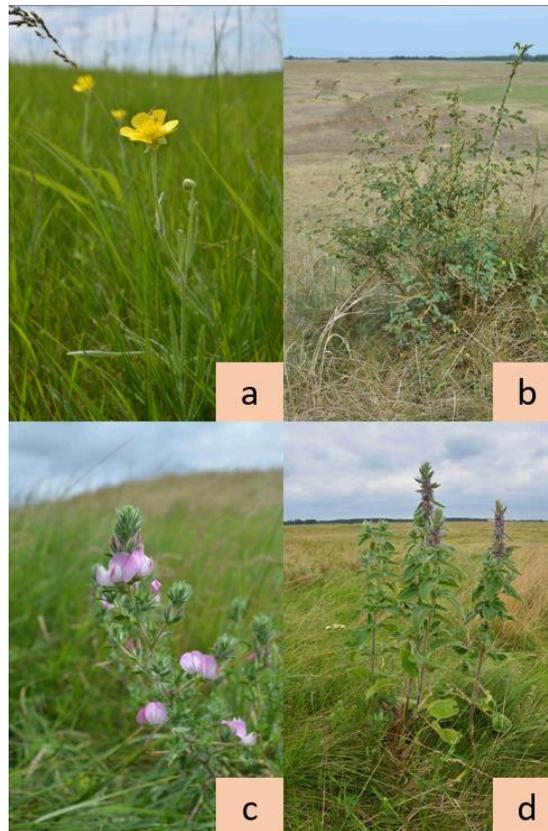
A halom fajkészletére vonatkozó eredményeinket az 1. melléklet foglalja össze. A táblázatban a fajok sorrendje Simon (2002) munkáját követi.

Természetvédelmi vagy florisztikai szempontból jelentősebb növényfajok

A következőkben felsoroljuk és röviden jellemezzük a kétegyházi Török-halomról a 2016–2017-es időszakban előkerült növényfajok közül azokat, amelyek ritkábbak vagy természetvédelmi, esetleg florisztikai szempontból jelentősebbek. Az országos (Király 2007) vagy a regionális (Sallainé Kapocsi et al. 2012) vörös listán szereplő fajokat minden esetben megemlítjük. A halomról egy védelem alatt álló növényfaj került elő, a selymes boglárka (*Ranunculus illyricus*).

Ranunculus illyricus L. – Selymes boglárka

A Török-halomról előkerült növényfajok közül ez az egy áll védelem alatt. A regionális vörös listán is helyet kapott (Sallainé Kapocsi et al. 2012). 2017. május 11-én találtuk meg a Török-halmon (2a. ábra).



2. ábra. Néhány ritkább vagy jellegzetesebb növényfaj a kétegyházi Török-halmon. a: selymes boglárka (*Ranunculus illyricus*); b: rozsdás rózsza (*Rosa rubiginosa* s. str.); c: tiszaháti iglice (*Ononis spinosiformis* subsp. *semihircina*); d: fehér tisztessű (*Stachys germanica*) (Csathó András István felvételei, a: 2017. május 11., b: 2016. szeptember 18., c–d: 2016. június 28.)

Figure 2 Regionally rare or specialist species observed in the kurgan Török-halom; a: *Ranunculus illyricus*; b: *Rosa rubiginosa* s. str.; c: *Ononis spinosiformis* subsp. *semihircina*; d: *Stachys germanica* (Photos by A. I. Csathó; a: 11 May 2017, b: 18 September 2016, c–d: 28 June 2016)

Kertész Éva a vizsgált kurgán közeléből jelezte a növényfaj előfordulását: „*Ranunculus illyricus*–selymes boglárka (sztyepp és erdőssztyepp társulások növénye. A Török-halom mellett 1–2 ezer tövet, és a Hegyes-halom környéki réteken 10–20 tövet láttam (2001).” (Kertész 2005).

***Fragaria viridis* Weston — Csattogó szamóca**

A Maros–Körös közén leginkább az ősi és a régi löszgyepek faja. A Kígyósi-pusztán a halmoknak jellemzően inkább az északi oldalán fordul elő, így ezen a halmon is. Egy nagyobb foltja került elő az északi oldalon és egy kisebb folt a dél-délnyugati szélén.

***Filipendula vulgaris* Moench — Koloncos legyezőfű**

Az országos szinten gyakori növény a Tiszántúlon erősen megritkult, természetvédelmi szempontból értékes fajnak számít, így a regionális vörös listán is helyet kapott (Sallainé Kapocsi et al. 2012). A Török-halmon csak szálanként fordul elő.

***Rosa rubiginosa* L. s. str. — Rozsdás rózsa**

A regionális vörös listán szereplő faj (Sallainé Kapocsi et al. 2012). A rozsdás rózsa a tájban kevés közölt adattal rendelkezik, de Kétegyházáról már jelezték előfordulását (Tóth 2003). 1 kis bokor a halom északi oldalán (2b. és 4. ábra). (A példány 2016-ban nem hozott virágot.)

***Ononis spinosiformis* Simonk. subsp. *semihircina* (Simonk.) Soó — Tiszaháti iglice**

A regionális vörös listán szereplő faj (Sallainé Kapocsi et al. 2012). A térségre jellemző növény. A Török-halmon 2016-ban 1 nagyobb, virágzó tövet (2c. ábra) és 2 kis termetű, vegetatív tövet találtunk.

***Medicago falcata* L. — Sárkereplucerna**

Előfordulása a Maros–Körös közén leginkább a kevésbé leromlott állapotú löszgyepekre jellemző. A faj a regionális vörös listán is helyet kapott (Sallainé Kapocsi et al. 2012).

***Medicago minima* (L.) L. — Apró lucerna**

A regionális vörös listán szereplő faj (Sallainé Kapocsi et al. 2012). A Maros–Körös közén a kevésbé zavart szárazgyepekben, nem gyakori (vö. Bartha et al. 2015).

***Stachys germanica* L. — Fehér tisztessű**

A regionális vörös listán szereplő faj (Sallainé Kapocsi et al. 2012). A Török-halmon 2016-ban 6 virágzó töve volt jelen (1 tő a délkeleti oldal alján, 3 tő a csúcstól nyugatra, 1 tő a csúcstól délre és 1 tő az észak-északnyugati szélén) (2d. ábra).

***Salvia austriaca* Jacq. — Osztrák zsálya**

A Maros–Körös közén löszgyepek faja.

***Salvia nemorosa* L. — Ligeti zsálya**

A löszpusztagyep társulás névadó faja. Az Alföld löszgyepállományaiban általánosan elterjedt. A Török-halmon gyakori. A halom különböző kitettségi oldalain élő tövek fenológiai szempontból jelentős eltérést mutatnak (a déli oldalon 2017. május 11-én már kinyíltak az első példányok).

***Thymus pannonicus* All. — Magyar kakukkfű**

[Syn.: *Thymus pulegioides* L. subsp. *pannonicus* (All.) Kerguélen]

A tájban megritkult, a regionális vörös listára is felkerült faj (Sallainé Kapocsi et al. 2012). A Tiszántúlon a nem vagy kevésbé leromlott (kevésbé degradált, nem ruderalis jellegű) löszgyepekre jellemző növényfaj.

***Verbascum phoeniceum* L. — Lila ökörfarkkóró**

A Maros–Körös közén a löszpusztagyep faja.

***Alyssum alyssoides* (L.) L. — Közönséges ternye**

A Maros–Körös közén nem gyakori, egyes részeken kifejezetten ritka szárazgyepi faj.

***Carthamus lanatus* L. — Vadpórsáfrány**

Az országos (Király 2007) és a regionális (Sallainé Kapocsi et al. 2012) vörös listán egyaránt szereplő faj. 2016-ban igen gyakori volt a Török-halmon, állománya több száz főre volt tehető, főleg a déli és nyugati oldalon (3. ábra).



3. ábra. A vadpórsáfrány (*Carthamus lanatus*) 2016-ban jelentős mennyiségben lépett fel a Török-halmon (Csathó András István felvétele, 2016. június 28.)

Figure 3 *Carthamus lanatus* was extremely abundant on Török-halom kurgan in 2016 (Photo by A. I. Csathó, 28 June 2016)

Ugyanabban az évben mindössze egy megelőző évi (2015-ös) kóróját találtuk (a halom délnyugati szélén), valószínűleg az előző évben csak szálanként fordult elő a kurgánon. 2017-ben mennyisége az előző évhez képest csökkent a halmon, de még ekkor is gyakori fajnak számított. A 2016-os év, több más egyéves fajhoz hasonlóan, igen kedvező volt a faj számára. A faj évek közötti nagyságrendi egyedszám-változását más területeken, például a battonyai Gulyagyepen is megfigyeltük már (Csathó 2010a).

***Crepis pulchra* L. — Szép zörgőfű**

Aránylag kevés publikált adattal (Soó és Máthé 1938, Bartha et al. 2015) rendelkező, száraz pionír területekre jellemző faj.

***Dianthus giganteiformis* Borbás subsp. *pontederæ* (A. Kern.) Soó — Magyar szegfű**

[Syn.: *Dianthus pontederæ* A. Kern.; *Dianthus giganteiformis* Borbás s. l.]

A Tiszántúlon ritka, értékes növény, a regionális vörös listán is szerepel (Sallainé Kapocsi et al. 2012). Kertész Éva (2005) nagy szegfű (*Dianthus giganteiformis*) név alatt az elbontott Török-halom közelében levő sztyepprétről 1-2000 tő, az „ép” Török-halom menti gyepről 100 tő előfordulását jelzi 2001-ből (az adat valószínűleg az általunk talált növénnel azonos taxonra vonatkozik).

***Stellaria pallida* (Dumort.) Crép. — Sápadt tyúkhúr**

[Syn.: *Stellaria media* subsp. *pallida* (Piré) Asch. & Graebn.; *Stellaria apetala* Bernardino]

Alulismertsége miatt a térségben rendkívül kevés és bizonytalan publikált adattal (Soó és Máthé 1938) rendelkező faj, amely azonban száraz, bolygatott termőhelyeken általánosan elterjedt, gyakori.

***Cerastium tenoreanum* Ser. — Prémes madárhúr**

[Syn.: *Cerastium brachypetalum* Desp. subsp. *tenoreanum* (Ser.) Soó]

Elsősorban az ugari (kisszirmú) madárhúrral (*Cerastium brachypetalum*) való korábbi összevonása miatt kevés publikált adattal rendelkező faj.

***Gagea pratensis* (Pers.) Dum. agg. — Mezei tyúktaréj**

Szárazgyepek, félszárazgyepek faja.

Cönológiai felvételek

A kétegyházi Török-halmon 2016. június 28-án készült öt cönológiai felvétel (C1–C5 felvételek) részletes adatait az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A kétegyházi Török-halmon 2016-ban felvett öt db 2×2 m-es cönológiai felvétel részletes adatai. (A megadott borítási értékek %-ban megadott értékeket jelentenek)

Table 1 Detailed coenological data of the five vegetation plots (2×2 m) surveyed on Török-halom kur-gan in 2016. (Cover values are displayed in percentages)

Cönológiai felvételek kódjai	C1	C2	C3	C4	C5	Átlag
Felvétel helye	K-i old.	ÉK-i old.	É-i old.	D-i old.	DNy-i old.	
Kitettség	KDK	ÉK	É	DDK	DDNy	
Lejtőszög	22,5°	22,5°	30°	18°	20°	
Gyepmagasság (cm)	20	20	20	25	52	27,4
Összborítás (%)	100	98	100	100	99	99,4
Geokoordináta (N)	46°33,027'	46°33,030'	46°33,034'	46°33,021'	46°33,020'	
Geokoordináta (E)	21°08,537'	21°08,534'	21°08,526'	21°08,530'	21°08,520'	
Mohaszint (%)	25	20	10	5	8	13,6
Csupasz talajfelszín (%)		1,5			1	0,5
Túrás (%)		1,5				0,3
Tudományos név						
1. <i>Festuca rupicola</i> Heuff.	75	65	70	3	8	44,2
2. <i>Elymus repens</i> (L.) Gould	0,5		1	2	75	15,7
3. <i>Carex praecox</i> Schreb.	1	0,25	10	60		14,25
4. <i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.	4	30	4	5		8,6
5. <i>Bromus sterilis</i> L.	1		0,25	15	1	3,45
6. <i>Thymus pannonicus</i> All.	7	1	7			3
7. <i>Bromus japonicus</i> Thunb.	1,5	2		4	1,5	1,8
8. <i>Medicago minima</i> (L.) L.	3			4		1,4
9. <i>Salvia nemorosa</i> L.	0,25	0,1		2,5	4	1,37
10. <i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	6					1,2
11. <i>Carduus acanthoides</i> L.	0,2	0,5		1,5	3	1,04
12. <i>Eryngium campestre</i> L.	2	2	0,8			0,96
13. <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	0,25	2		1	0,5	0,75
14. <i>Carthamus lanatus</i> L.				2	1,5	0,7
15. <i>Medicago falcata</i> L.		2,5	0,25			0,55
16. <i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	0,25	0,5	2			0,55
17. <i>Poa angustifolia</i> L.	0,2	0,2	0,25		2	0,53
18. <i>Arenaria serpyllifolia</i> L.					2,5	0,5
19. <i>Plantago media</i> L.		2	0,4			0,48

20.	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	1	0,2	0,1	1	0,46
21.	<i>Verbascum phoeniceum</i> L.		0,1		1	0,22
22.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.				1	0,2
23.	<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>nigra</i> Ehrh.	0,4	0,1	0,2	0,05	0,15
24.	<i>Galium verum</i> L.	0,25		0,5		0,15
25.	<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.		0,25		0,5	0,15
26.	<i>Consolida regalis</i> Gray				0,5	0,1
27.	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.		0,5			0,1
28.	<i>Salvia austriaca</i> Jacq.				0,5	0,1
29.	<i>Geranium pusillum</i> Burm. f.	0,03	0,1	0,05	0,05	0,2
30.	<i>Ononis spinosiformis</i> Si- monk. subsp. <i>semihircina</i> (Simonk.) Soó			0,4		0,08
31.	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray		0,05	0,25		0,06
32.	<i>Trifolium</i> cf. <i>dubium</i> Sibth.	0,05	0,2	0,05		0,06
33.	<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	0,25	0,05			0,06
34.	<i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>carota</i>		0,25			0,05
35.	<i>Hypericum perforatum</i> L.				0,25	0,05
36.	<i>Cerastium tenoreanum</i> Ser.				0,25	0,05
37.	<i>Veronica arvensis</i> L.	0,02	0,05		0,1	0,034
38.	<i>Alopecurus pratensis</i> L.		0,05		0,1	0,03
	Fajszám	22	25	18	17	17
						19,8

A halom vegetációjának rövid általános jellemzése és a terület vegetációtérképe

A Török-halom felszínén a kitettségnek és a degradáltság mértékének megfelelően több vegetációs egység volt elkülöníthető (4. ábra). Az egyes vegetációs foltok néhol viszonylag éles vonalban váltak el egymástól.

A halom legszárazabb részein, a déli oldal felső részén, és a tető déli részén egy száraz, zavart növényzet található. Leginkább ezeken a foltokon jellemző a fedélrozs-nok (*Bromus tectorum*) és az útszéli zsázsa (*Lepidium draba*) jelenléte.

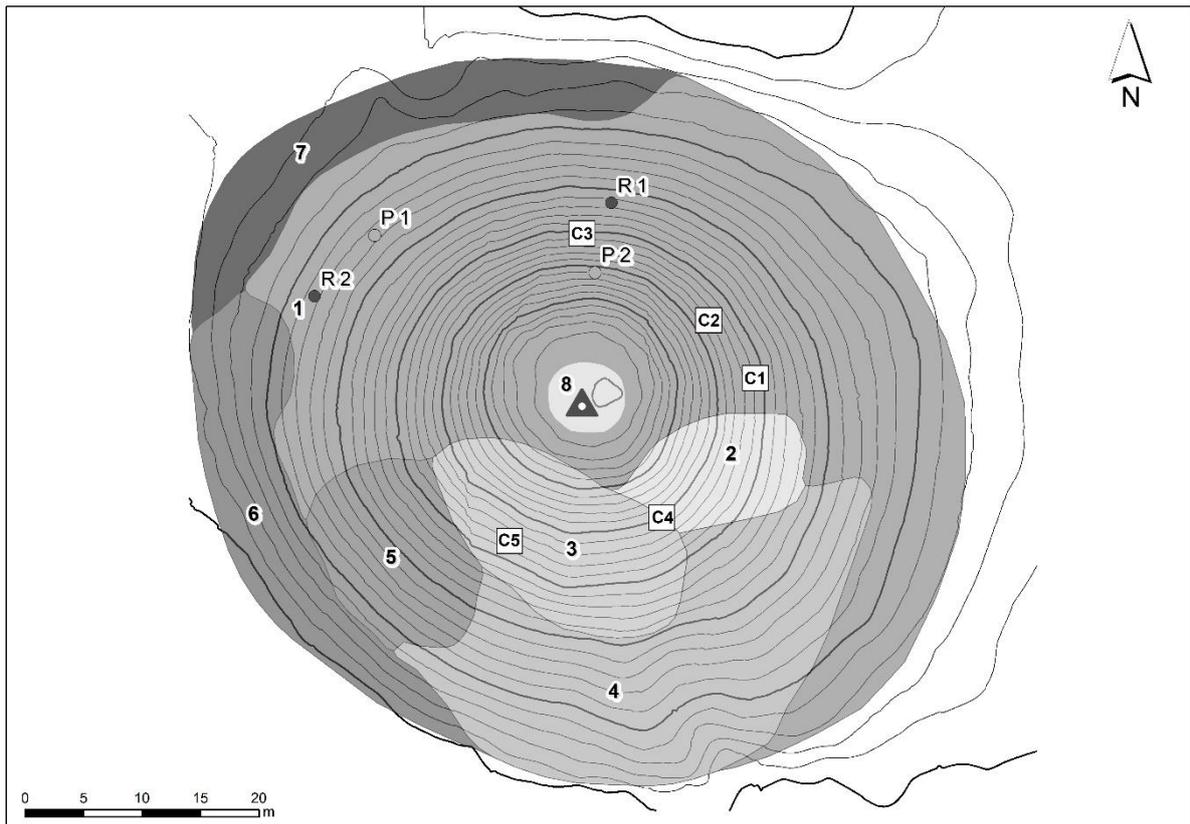
A halom jelentős részét alapvetően jó állapotú, kevésbé gyomos löszpusztagyep (*Salvia nemorosae*-*Festucetum rupicolae* társulás) borítja (vö. Borhidi 2003). A vegetáció szerkezete arra utal, hogy a gyep régi, kevésbé degradált, ugyanakkor a társulás-hoz képest az állomány kevésbé fajgazdag, különösen a specialista fajokra nézve.

Az előkerült (akár regionálisan) értékesebb löszsztyeppréti fajok gyakran az északi oldalon található jobb állapotú löszgyepben fordulnak elő a legnagyobb mennyiségben, így például a csattogó szamóca (*Fragaria viridis*) és a sárkereplucerna (*Medicago falcata*).

Szintén az északi oldalon dúsulnak fel a többé-kevésbé üdőbb élőhelyigényű fajok. Például a vadmurok (*Daucus carota* subsp. *carota*), a mezei varfű (*Knautia arvensis*), a réti csillaghúr (*Stellaria graminea*) vagy a csomós ebír (*Dactylis glomerata*).

A halom tetején, a háromszögelési pont körül – valószínűleg a fokozottabb zavarás miatt – egy elkülönülő degradált folt található. A halomfelszínen belül főleg ebben a foltban fordul elő az egérárpa (*Hordeum murinum*), a beléndek (*Hyoscyamus niger*) és a fekete csucsor (*Solanum nigrum*).

A kétegyházi Török-halom térképmodelljét a 4. ábra szemlélteti.



4. ábra. A kétegyházi Török-halom térképmodellje. 1–8: az elkülönített vegetációs foltok. C1–C5: a készített cönológiai felvételek helye. P1, P2, R1, R2: a halmon előforduló fásszárú növényegyedek helyzete. (Az alkalmazott jelölések részletes kifejtését lásd a szövegben)

Figure 4 Vegetation map of the Török-halom kurgan. 1–8: positions of the different vegetation types. C1–C5: positions of the five vegetation plots. P1, P2, R1, R2: positions of the shrub individuals observed on the kurgan

A térképen a következő vegetációs egységek, növényegyedek és egyéb objektumok kerültek ábrázolásra:

Számokkal, illetve kódokkal, szimbólumokkal jelölt, a terepi felmérés során elkülönített vegetációs egységek:

- 1: Löszpusztagyep (*Salvia nemorosae*-*Festucetum rupicolae*)
- 2: Bolygatott, igen száraz gyepállomány
- 3: Közönséges tarackbúza (*Elymus repens*) által dominált degradált szárazgyep

- 4: Korai sás (*Carex praecox*) dominálta zavart szárazgyep
 5: Bókoló sás (*Carex melanostachya*) és közönséges tarackbúza által dominált gyep
 6: Közönséges tarackbúza és korai sás által dominált degradált szárazgyep
 7: Közönséges tarackbúza által dominált gyep, sok réti ecsetpázsittal (*Alopecurus pratensis*) és karcsú perjével (*Poa angustifolia*)
 8: Száraz ruderalis gyomtársulás
 C (C1–C5): Cönológiai felvételek
 P (P1–P2): Kőkény (*Prunus spinosa*) (sarjak)
 R1: Rozsdás rózsa (*Rosa rubiginosa* s. str.)
 R2: Gyepürózsa (*Rosa canina*)
 ▲ (háromszögjel): Háromszögelési alappont.

Néhány faunisztikai adat

2016–2017-es a botanikai felmérések során a kétegyházi Török-halmon megfigyelt állatfajok közül is néhány faj adatát röviden megemlítünk, így a védett fajok közül a fecskefarkú pillangó (*Papilio machaon*) [2016. június 28-án 1 példány, a halmon „dombtetőzött”] és a fürge gyík (*Lacerta agilis*), továbbá a védelem alatt nem álló fajok közül a kutyatejszender (*Hyles euphorbiae*) [2016. június 28-án 2 hernyó, farkaskutyatejen (*Euphorbia cyparissias*)] és a közönséges tűzlepke (*Lycaena phlaeas*) [2016. június 28-án 1 példány, a magyar kakukkfű (*Thymus pannonicus*) virágait látogatta] előfordulását.

Megvitatás

Az eredményeink alapján megállapítható, hogy a kétegyházi Török-halom táji szinten kedvező természetvédelmi állapotban van, értékes, jó állapotú természeti területek veszik körül. Mérsékelt juhlegeltetéssel való kezelése megfelelőnek tűnik.

A halmot a nem magas arányban előforduló degradált foltokat leszámítva viszonylag jó állapotú, régi, jól beállt gyep borítja. A felszín jelentős részét a lőszpusztagyep (*Salvia nemorosae*-*Festucetum rupicolae*) társulás különböző típusaiba lehet besorolni. A legjobb állapotúak a kurgán északi oldalán található állományok. Ezek a viszonylag fajgazdag, kevésbé gyomos gyeprészek minden valószínűség szerint régiek, ugyanakkor ezek a foltok sem tekinthetők ősgyep-jellegű állományoknak, hiányoznak, vagy csak a halom szegélyén található meg az elsődlegességre utaló fajok (vö. Csathó 2010b). A vegetáció összességében kunhalmon fennmaradt lőszgyep-állományok viszonylatában komoly értéknek számít, ugyanakkor a körülvevő szikes pusztából kiemelkedő, közeli ősi lőszpusztaré-maradványok természetvédelmi értéke jóval jelentősebb (vö. Kertész 2006). Több értékes, regionálisan lőszgyepprétekekhez kötődő növényfaj a Török-halom közelében is előfordul, a kurgánról azonban hiányzik, köztük néhány, kifejezetten az elsődleges gyepekre jellemző faj is.

Kertész Éva „Kétegyháza: Török-halom” lelőhely-megnevezéssel három fajt közül 1988-ból származó adatok alapján (Kertész 2000): a magas kígyósziszt (*Echium italicum*), az illatos macskamentát (*Nepeta cataria*) és az útszéli imolát (*Centaurea stoebe*

subsp. *australis*; syn.: *C. micranthos*). E három regionálisan ritka faj a 2016–2017-es időszakban történt felmérések során nem került elő a vizsgált kurgánon. A rendelkezésre álló kevés információ alapján nem tartjuk teljesen kizárhatónak, hogy a szerző nem magán a halmon, hanem annak közelében találta a felsorolt fajokat, vagy, hogy az adatok esetleg a déli, elbontott Török-halom maradványairól vagy annak körzetéből származtak.

A Török-halmon néhány ritkább, vagy kevés adattal rendelkező gyomjellegű vagy zavarástűrő növényfaj is előfordul, így például a közönséges ternye (*Alyssum alyssoides*), a vadpórsáfrány (*Carthamus lanatus*), a szép zörgőfű (*Crepis pulchra*), a parlagi galaj (*Galium spurium* subsp. *vaillantii*), a fehér mák (*Papaver albiflorum*), a fehér tisztesfű (*Stachys germanica*) vagy a sápadt tyúkhúr (*Stellaria pallida*). Ezek az adatok ismét rámutatnak, hogy a kurgánoknak a természetes állapotra utaló fajokon túl a ritka gyomok fennmaradása szempontjából is gyakran komoly jelentőséggel rendelkeznek (vö. Csathó 2020).

Megjegyezzük, hogy a 2016-os esztendő – elsősorban a csapadékeloszlásnak köszönhetően – az egyéves fajokra kimondottan kedvező év volt. Így például a vadpórsáfrány (*Carthamus lanatus*), a nagy bakszakáll (*Tragopogon dubius*), a szép zörgőfű (*Crepis pulchra*), a sertés zörgőfű (*Crepis setosa*) és a fedélrozsok (*Bromus tectorum*) borítása más évekhez képest akár nagyságrenddel is magasabb lehetett.

A fásszárú fajok fajszáma és borítása a tájban a kurgánokon általában tapasztalható értékekhez képest kifejezetten alacsony. Ennek legfőbb oka valószínűleg a rendszeres legeltetésben keresendő. Ez a kezelés a taposás ellenére is természetvédelmi szempontból inkább kedvező, fenntartandó. A fásszárú özönfajok is teljesen hiányoznak a területről. A Török-halomról három fásszárú faj került elő: a rozsdás rózsza (*Rosa rubiginosa* s. str.), a gyepürózsza (*Rosa canina*) és a kökény (*Prunus spinosa*).

A Török-halom összfajszáma a környező szikes gyeppekhez képest azonos terület-egységre vonatkoztatva kifejezetten magas. Ez elsősorban az őskori földmű esetében fennálló, a helyi viszonylatban igen jelentős szintkülönbségekkel, és a napsugárzás beesési szögéhez viszonyítva erősen eltérő kitettségű felszínek jelenlétével magyarázható (Deák et al. 2021, 2024).

A kunhalmok kis kiterjedésükhöz viszonyítva a zárvatermő növények szempontjából kifejezetten fajgazdag objektumoknak számítanak. A rendelkezésre álló információ alapján a világszinten legmagasabb egyetlen halomra vonatkozó fajsza-
mát egy közép-ukrajnai (az erdőssztyepp-zónában lévő) kurgánról jelezték, 189 hajtásos növényfajt (Moysiyenko et al. 2022). A Kárpát-medencében a bánági Billéd melletti Kálvária-halomról több mint 130 (Csathó és Csathó 2016), a karcag–kunmadarasi Ecse-halomról 118 (Csathó et al. 2019), a cibakházi Kettős-halomról 117 (Olasz et al. 2019), a kengyeli Szélmalom-dombról 106 (Olasz et al. 2024), az öcsödi Mogyorós-halomról 87 (Bede et al. 2022b), a mezőhegyesi Barta-halomról 85 (Bede és Csathó 2020), a kengyeli Baghy-halomról 81 (Olasz et al. 2024), a hencidai Mondró-halomról 74 (Deák et al. 2015), az egyeki Csípő-halmon (és közvetlen előterében) 72 (Joó 2003), a dévaványai Barcé-halomról 71 (Bede et al. 2022a), a medgyesegyházi Temető-halomról 70 (Csathó 2008), a

magyarcsanádi Bekai-halomról 65 (Penksza és Kapocsi 1998), a klárafalvi Hegyesi-halmról 62 (Bede és Csathó 2022) hajtásos növényfaj előfordulását közölték.

A kétegyházi Török-halom füves pusztai környezetben található, a kurgán teljes felszínét gyeppel borítja. A halmot nem érinti szántóföldi parcella vagy földút, nem található rajta erdőfolt, cserjés, nagyobb kiterjedésű erősen bolygatott rész; ezek a foltok természetvédelmi szempontból alapvetően kedvezőtlenek, zavarást, degradációt okoznak, ugyanakkor magát a halom össz fajszámát növelhetik (rendszerint további ruderalis fajok meglétével). Figyelembe véve, hogy a Török-halom felszínén egy átlagos állapotú kunhalomhoz képest alig találhatók ilyen heterogenitást növelő, erősen zavart foltok, a dokumentált fajszám (107 hajtásos növényfaj) még inkább magasnak tekinthető.

Az eredményeink alapján azt feltételezzük, hogy egy közepes vagy nagyobb méretű, jelentős arányban szántatlan, legfeljebb átlagos mértékben degradált magyarországi kunhalmon egy 1 vagy néhány éves időszakban megtalálható hajtásos növényfajok száma – kellően alapos felmérés esetén – rendszerint meghaladhatja a 100-at.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk kifejezni köszönetünket a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság számára a munkánk támogatásáért. Köszönjük a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal pályázati támogatását (NKFIH FK 146506). Forgách Balázs, Szelekovszky László és Tirják László számára a halom kezelésére és tájtörténetére vonatkozó adatok megosztásáért mondunk köszönetet. Guller Zsófia Eszternek köszönjük az angol fordítás elkészítésében nyújtott segítségét. Köszönettel tartozunk továbbá Deák Balázs és Sallainé Kapocsi Judit számára a kézirat lektorálásáért.

Irodalom

- Árgay Z., Deák B. (szerk.) 2023: Kunhalmok megőrzése mezőgazdasági területeken. Gyepök fenntartása és helyreállítása kurgánokon. Kiskunsági Nemzeti Park Alapítvány, Kecskemét. p. 163.
- Barczy A. 2016: Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata. Szent István Egyetemi Kiadó Nonprofit Kft., Gödöllő. p. 179+xxii.
- Bartha D., Király G., Schmidt D., Tiborcz V., Barina Z., Csiky J., Jakab G., Lesku B., Schmotzer A., Vidéki R., Vojtkó A., Zólyomi Sz. (szerk.) 2015: Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza. Distribution atlas of vascular plants of Hungary. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. p. 330.
- Bede Á. 2011: Beszámoló a Békési-hát halmainak felméréséről. *Crisicum* 7: 7–33.
- Bede Á., Czukor P., Csathó A. I., Sümegi P. 2019a: A landscape historical overview of the two Török-halom kurgans in Kétegyháza, Hungary. *Archeometriai Műhely* 16(3): 175–187.
- Bede Á., Czukor P., Csathó A. I., Sümegi P. 2019b: Adatok a kétegyházi két Török-halom tájtörténetéhez. *Földrajzi Közlemények* 143(4): 358–373. DOI: <https://doi.org/10.32643/fk.143.4.5>
- Bede Á., Valkó O., Deák B. 2022a: A dévaványai Barcá-halom tájtörténete és növényzete. *Tájökológiai Lapok* 20(1): 23–39. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3378>
- Bede Á., Valkó O., Deák B. 2022b: Az öcsödi Mogyorós-halom tájökológiai jellemzése. *Tájökológiai Lapok* 20 (Suppl. 1): 43–61. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3148>
- Bede Á., Csathó A. I. 2020: A mezőhegyesi Barta-halom állapotfelmérése, botanikai jellemzése és helyreállítási javaslata. *Crisicum* 11: 235–253.
- Bede Á., Csathó A. I. 2022: A klárafalvi Hegyesi-halom tájtörténete, állapotfelmérése és botanikai jellemzése. *Crisicum* 12: 145–160.

- Borhidi A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 610.
- Csathó A. I. 2008: Ősi sztyepprétmaradvány a medgyesegyházi temetőben. In: Korsós Z., Gyenis Gy., Penksza K. (szerk.): XXVII. Vándorgyűlés. Előadások összefoglalói. 2008. szeptember 25–26. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. pp. 19–25.
- Csathó A. I. 2010a: A battonyai Gulyagyep élővilága. A Puszták 23: 201–257.
- Csathó A. I. 2010b: Elsődleges területeket jelző növényfajok az Alföld löszhátain. (Előzetes közlemény). A Puszták 24: 72–82.
- Csathó A. I. 2020: A kunhalmok kitüntetett szerepe ritka, veszélyeztetett gyomnövényfajok fennmaradása szempontjából (előzetes szakirodalmi áttekintés). In: Rákóczi A. (szerk.): Legújabb eredmények a kunhalmok védelmében. A „Kunhalmok védelmében” című konferencia 25 távlatából. Lőkösháza Turizmusáért Vidékfejlesztő és Hagyományőrző Alapítvány, Lőkösháza. pp. 93–119.
- Csathó A. I., Czukor P., Sümegi P., Bede Á. 2019: A hortobágyi Ecse-halom botanikai vizsgálata. In: Tóth A., Tóth Cs. (szerk.): A Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor 45 éve. Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás. pp. 300–308.
- Csathó A. I., Csathó A. J. 2016: A vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*) előfordulása Temes megyében. A billédi Kálvária-halom flórája és vegetációja (Biled, Jud. Timiş). In: Barina Z., Buczkó K., Lőkös L., Papp, B., Pifkó, D., Szurdoki, E. (szerk.): XI. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia. Előadások és poszterek összefoglalói. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. pp. 137–139.
- Dani J. 2020: A kurgánok és az építőik. Az Alföld a bronzkor hajnalán. Magyar Régészet 9(2): 1–19.
- Dani J., Horváth T. 2012: Őskori kurgánok a magyar Alföldön. A Gödörsíros (Jamnaja) entitás magyarországi kutatása az elmúlt 30 év során. Áttekintés és revízió. Archaeolingua Alapítvány, Budapest. p. 215.
- Deák B. 2018: Természet és történelem. A kurgánok szerepe a sztyeppi vegetáció megőrzésében. Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Korlátolt Felelősségű Társaság, Debrecen. p. 151.
- Deák B., Török P., Tóthmérész B., Valkó O. 2015: A hencidai Mondró-halom, a löszgyep-vegetáció őrzője. *Kitaibelia* 20(1): 143–149. DOI: <https://doi.org/10.17542/kit.20.143>
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembicz, I., Bykov, N. I., Török, P. 2016: Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. *Biodiversity and Conservation* 25(12): 2473–2490. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- Deák, B., Kovács, B., Rádai, Z., Apostolova, I., Kelemen, A., Kiss, R., Lukács, K., Palpurina, S., Sopotlieva, D., Báthori, F., Valkó, O. 2021: Linking environmental heterogeneity and plant diversity: the ecological role of small natural features in homogeneous landscapes. *Science of the Total Environment* 763: 144199. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144199>
- Deák, B., Botta-Dukát, Z., Rádai, Z., Kovács, B., Apostolova, I., Batori, Z., Kelemen, A., Lukács, K., Kiss, R., Palpurina, S., Sopotlieva, D., Valkó, O. 2024: Meso-scale environmental heterogeneity drives plant trait distributions in fragmented dry grasslands. *Science of the Total Environment* 947: 174355. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174355>
- Dövényi Z., Mosolygó L., Rakonczai J., Tóth J. 1977: Természeti és antropogén folyamatok földrajzi vizsgálata a kigyósi puszták területén. *Békés Megyei Természetvédelmi Évkönyv* 2: 43–72, 161–163, 174–176.
- Ecsedy, I. 1979: The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologicae Hungariae*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1–85.
- Joó K. 2003: Kunhalomkutatások (A Csípő-halom vegetációja). *Tájökológiai Lapok* 1(1): 87–96.
- Kertész É. 2000: Adatok a Dél-Tiszántúl flórájához. *A Békés Megyei Múzeumok Közleményei* 21: 5–48.
- Kertész É. 2005: A szabadkigyósi Kigyósi-puszták védett terület flórája. *Natura Bekesiensis* 7: 5–22.
- Kertész É. 2006: A szabadkigyósi Kigyósi-puszták növényzete. *A Békés Megyei Múzeumok Közleményei* 28: 17–40.

- Király G. (szerk.) 2007: Vörös Lista. A magyarországi edényes flóra veszélyeztetett fajai. Saját kiadás, Sopron. p. 73.
- Király G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő. p. 616.
- Medovarszky M. 2010: Az Elek–Kétegyháza–Szabadkígyós térségében levő kunhalmok természetvédelmi értéke. Diplomadolgozat. Kézirat. Debreceni Egyetem, Debrecen. p. 122.
- Moysiyenko, I., Sudnik-Wójcikowska, B., Dembicz, I., Zachwatowicz, M., Skobel, N. 2022: The first dataset of vascular plant species occurrences on kurgans in Southern Ukraine. *Biodiversity Data Journal* 10: e96879. DOI: <https://doi.org/10.3897/BDJ.10.e96879>
- Olasz Á., Tóth T., Deák B., Bede Á. 2019: A cibakházi Kettős-halom tájtörténete és florisztikai vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 17(2): 233–253.
- Olasz Á., Kis Sz., Bede Á. 2024: Adatok a kengyeli Szélmalom-domb és a Baghy-halom tájtörténetéhez és flórájához. In: Tóth Cs. A. (szerk.): Ötvenéves a Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor. Alföldkutatásért Alapítvány, Kisújszállás. pp. 263–287.
- Penksza K., Kapocsi J. 1998: A Maros-völgy edényes növényei I. *Crisicum* 1: 35–74.
- Pető Á., Kenéz Á., Braun Á., Kovács G., Skutai J., Dani J., Kulcsár G., Heyd V. 2022: Hajdúnánás–Zagolya ETA-01 kurgán komplex paleoökológiai vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 20 (Suppl. 1): 117–146. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3149>
- Rákóczi A. 2016: Kunhalmok és emberek az évezredek sodrában. A közös agrárpolitika tájvédelmi előírásainak hatásai a Békés megyei kunhalmok állapotára. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest. p. 128.
- Sallainé Kapocsi J., Jakab G., Csathó A. I., Penksza K., Tóth T. 2012: A Dél-Tiszántúl növényfajainak Vörös Listája. In: Jakab G. (szerk.): A Körös-Maros Nemzeti Park növényvilága. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei I. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. pp. 380–399.
- Soó, R., Máthé, I. 1938: A Tiszántúl flórája. *Flora Planities Hungariae Transtibiscensis. Magyar Flóraművek II. Florae Regionum Hungariae Criticae II.* Institutum Botanicum Universitatis Debreceniensis, Debrecen. p. 192.
- Simon T. 2002: A magyarországi edényes flóra határozója. *Harasztok – virágos növények.* 5. kiadás. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. p. 976.
- Tóth A. (szerk.) 2004: A kunhalmokról – más szemmel. Alföldkutatásért Alapítvány – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Kisújszállás – Debrecen. p. 192.
- Tóth, Cs. A., Rákóczi, A., Tóth, S. 2018: Protection of the state of prehistoric mounds in Hungary: law as a conservation measure. *Conservation and Management of Archaeological Sites* 20: 113–142. DOI: <https://doi.org/10.1080/13505033.2018.1486125>
- Tóth T. 2003: Újabb adatok a Dél-Tiszántúl flórájának ismeretéhez. *A Puszta* 20: 135–169.
- WFO 2024: World Flora Online. <http://www.worldfloraonline.org>. (Hozzáférés: 2024.04.17.)
- Zólyomi B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz-árok és az Alföld ősi növényzete. *Természet Világa (Természettudományi Közlöny)* 100(12): 550–553.

Botanical survey of the Török-halom kurgan near Kétegyháza (SE Hungary)

A. I. CSATHÓ¹, P. CZUKOR², P. SÜMEGI³, Á. BEDE⁴

¹Independent researcher, H-5830 Battonya, Hungary, e-mail: csatho@mezsgyevedelem.hu

²Móra Ferenc Museum, Roosevelt tér 1–3., H-6720 Szeged, Hungary

³University of Szeged, Faculty of Natural Sciences and Informatics, Department of Geology and Paleontology, Egyetem utca 2–6., H-6722 Szeged, Hungary

⁴Lendület Seed Ecology Research Group, Institute of Ecology and Botany, HUN-REN Centre for Ecological Research, Alkotmány út 2–4., H-2163 Vácrátót, Hungary

Keywords: kurgan, burial mound, Pannonic loess meadow steppe, Great Hungarian Plain, Tiszántúl region, Maros–Körös Interfluve, Békés County, Kígyósi-pusztá protection area, species pool

Abstract: We studied the vegetation of the kurgan ‘Török-halom’ at Kígyósi-pusztá, near Kétegyháza. The burial mound was built by the nomadic Yamnaya culture in the Late Copper Age. Vegetation was surveyed between 2016 and 2017 aiming to record all vascular plant species on the mound (CEU: 9492.2). During this period, altogether 107 species were observed. We also drew a vegetation map of the kurgan, showing how different vegetation types varied spatially according to microtopographic gradients. Vegetation was further sampled using 2×2-meter-sized plots. The majority of the kurgan’s surface preserves secondary loess meadow steppic vegetation, with some regionally valuable species, such as *Ranunculus illyricus*, *Fragaria viridis*, *Filipendula vulgaris*, *Ononis spinosiformis* subsp. *semihircina*, *Salvia austriaca*, *Verbascum phoeniceum*, *Dianthus giganteiformis* subsp. *pontederæ*. Furthermore, a few rare weedy or disturbance-tolerant species were also found, namely *Stachys germanica*, *Alyssum alyssoides*, *Carthamus lanatus*, *Crepis pulchra*, *Stellaria pallida*. Due to the management of the vegetation of the kurgan, woody species were not abundant, only a few individuals of shrubs were found (e.g. *Rosa rubiginosa* s. str.). Compared with the literary description of other mounds, Török-halom can be considered as a relatively species rich kurgan. In addition, the kurgan’s surface was mostly intact (without e.g. plough margins, dirt roads, continuous shrubby vegetation or other forms of high disturbance), that could have increased the number of ruderal species and thus the overall species richness.

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



1. melléklet. A kétegyházi Török-halom hajtásos növényfajainak teljességre törekvő listája a 2016-os és 2017-es évben végzett felmérések alapján. (A megadott becsült borítási értékek m²-ben értendők)

Appendix 1 List of the vascular plant species of Török-halom kurgan near Kétegyháza based on the botanical surveys of 2016 and 2017. (Estimated cover values are displayed in m²)

	Tudományos név	Magyar név	Gyakoriság	Borítás	Megjegyzés
1.	<i>Consolida regalis</i> Gray	Mezei szarkaláb	Ritka–szórványos	0,75	
2.	<i>Ranunculus pedatus</i> Waldst. & Kit.	Villás boglárka	Ritka	0,25	
3.	<i>Ranunculus illyricus</i> L.	Selymes boglárka	Igen ritka	0,05	2017-ben 1 sarjtelep (7 reproduktív hajtással) (2a. ábra).
4.	<i>Fragaria viridis</i> Weston	Csattogó szamóca	Szórványos	15	1 nagyobb folt is az É-i oldalon.
5.	<i>Potentilla reptans</i> L.	Indás pimpó	Igen ritka	0,25	
6.	<i>Potentilla argentea</i> L. s. l.	Ezüstös pimpó	Ritka	0,15	
7.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	Koloncos legyezőfű	Szálanként	0,04	2017-ben 1 vegetatív tő az ÉNy-i szegélyen.
8.	<i>Rosa rubiginosa</i> L. s. str.	Rozsdás rózsa	Szálanként	0,25	1 kis bokor az É-i oldalon (2b. és 4. ábra).
9.	<i>Rosa canina</i> L. s. str.	Gyepürózsa	Szálanként	0,1	2 kis csemete (4. ábra).
10.	<i>Prunus spinosa</i> L.	Kökény	Igen ritka	0,25	2 kis sarjtelep (az ÉNy-i szélen + a tető É-i szélén) (4. ábra).
11.	<i>Ononis spinosiformis</i> Simonk. subsp. <i>semihircina</i> (Simonk.) Soó	Tiszaháti iglice	Szálanként	0,35	2016-ban 1 nagyobb, reproduktív tő (2c. ábra) + 2 kis, vegetatív tő. Syn.: <i>Ononis arvensis</i> L. (s. l.)
12.	<i>Medicago falcata</i> L.	Sárkereplucerna	Szórványos	4	Az É-i oldal jobb löszgyepében.
13.	<i>Medicago minima</i> (L.) L.	Apró lucerna	Szórványos–gyakori	10	
14.	<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Apró here	Ritka	0,05	Főleg az É-i oldalon.
15.	<i>Lotus corniculatus</i> L.	Szarvas kerep	Szálanként	0,08	
16.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	Tarka koronafürt	Szórványos	6	
17.	<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	Borzas bükköny	Szórványos	3	
18.	<i>Vicia grandiflora</i> Scop. subsp. <i>sordida</i> (Waldst. & Kit.) Dostál	Szennyés bükköny	Ritka	0,3	Az É-i oldalon.
19.	<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>nigra</i> Ehrh.	Vetési bükköny	Ritka–szórványos	3	Syn.: <i>Vicia angustifolia</i> L.
20.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	Mogyorós lednek	Ritka	0,5	A DDNy-i oldalon + az É-i szélen.
21.	<i>Eryngium campestre</i> L.	Mezei ördögsekér	Igen gyakori	50	A legtöbb a DK-i szélen. 2016-ban 9 reproduktív tő.

22.	<i>Anthriscus caucalis</i> M. Bieb.	Borzas turbolya	Ritka–szórványos	0,25	
23.	<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	Parlagi tüskemag	Szórványos–gyakori	6	
24.	<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	Sarlófű	Gyakori	5	
25.	<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	Hasznos földitöm-jén	Szálanként	0,05	A K-i szegélyen.
26.	<i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>carota</i>	Vadmurok	Ritka–szórványos	1,5	
27.	<i>Cruciata pedemontana</i> (Bellardi) Ehrend.	Apró keresztű	Ritka–szórványos	0,2	
28.	<i>Galium spurium</i> subsp. <i>vaillantii</i> (DC.) Gaudin	Parlagi galaj	Igen ritka	0,05	
29.	<i>Galium verum</i> L.	Tejoltó galaj	Ritka–szórványos	2	Az É-i oldal jobb állapotú löszgyepében.
30.	<i>Valerianella locusta</i> (L.) Laterr.	Salátagalambegy	Szórványos	2	Syn.: <i>Valeriana locusta</i> L.
31.	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coul.	Mezei varfű	Szórványos	2	Az É-i oldalon.
32.	<i>Geranium pusillum</i> L.	Apró gólyaorr	Szórványos–gyakori	3	
33.	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	Bürökgémorr	Ritka	0,1	
34.	<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	Farkaskutyatej	Gyakori	15	
35.	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Apró szulák	Igen gyakori	20	
36.	<i>Cynoglossum officinale</i> L.	Közönséges ebnyelvűfű	Szálanként	0,02	2016-ban 1 vegetatív tő az É-i oldalon.
37.	<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel	Borzas nefelejcs	Szálanként	0,01	
38.	<i>Ajuga genevensis</i> L.	Közönséges ínfű	Igen ritka	0,25	A K-i szélen.
39.	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Galléros árvacsalán	Ritka	0,1	A D-i és a K-i oldalon.
40.	<i>Lamium purpureum</i> L.	Piros árvacsalán	Szórványos–gyakori	5	
41.	<i>Ballota nigra</i> L.	Fekete peszterce	Szórványos	5	
42.	<i>Stachys germanica</i> L.	Fehér tisztessű	Ritka	0,3	2016-ban 6 virágzó tő (2d. ábra).
43.	<i>Salvia austriaca</i> Jacq.	Osztrák zsálya	Szórványos	2,5	Főleg a Ny-i oldalon.
44.	<i>Salvia nemorosa</i> L.	Ligeti zsálya	Gyakori	20	
45.	<i>Thymus pannonicus</i> All.	Magyar kakukkfű	Igen gyakori	40	Főleg a DK-i oldalon. Syn.: <i>Thymus pulegioides</i> L. subsp. <i>pannonicus</i> (All.) Kerguélen
46.	<i>Hyoscyamus niger</i> L.	Beléndek	Ritka	0,3	A háromszögelési pontnál.
47.	<i>Solanum nigrum</i> L.	Fekete csucor	Szálanként	0,005	2016-ban 1 tő a háromszögelési pont mellett.

48.	<i>Verbascum phoeniceum</i> L.	Lila ökörfarkkóró	Szórványos- gyakori	4	
49.	<i>Veronica prostrata</i> L.	Lecsepült veronika	Szálanként	0,05	A K-i oldal alsó felén.
50.	<i>Veronica arvensis</i> L.	Mezei veronika	Szórványos	2	
51.	<i>Veronica polita</i> Fr.	Apró veronika	Szórványos	2	
52.	<i>Plantago media</i> L.	Réti útifű	Szórványos	2	
53.	<i>Papaver albiflorum</i> (Elkan) Pacz.	Fehér mák	Szórványos	0,5	Syn.: <i>Papaver dubium</i> subsp. <i>lecoqii</i> (Lamotte) Syme
54.	<i>Papaver rhoeas</i> L.	Pipacs	Szálanként	0,05	A D-i oldalon találtuk, túráson.
55.	<i>Fumaria vaillantii</i> Loisel.	Szürke füstike	Szálanként	0,002	2017-ben 1 tő a DNy-i oldalon, túráson.
56.	<i>Lepidium draba</i> L.	Útszéli zsázsa	Ritka-szórványos	2	Syn.: <i>Cardaria draba</i> (L.) Desv.
57.	<i>Lepidium ruderales</i> L.	Büdös zsázsa	Szálanként	0,005	2017-ben 1 tő az É-i oldal alján, túráson.
58.	<i>Noccaea perfoliata</i> (L.) Al-Shehbaz	Galléros tarsóka	Ritka-szórványos	0,5	Syn.: <i>Thlaspi perfoliatum</i> L.
59.	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Pásztortáska	Szórványos- gyakori	3	
60.	<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L.	Közönséges terna	Ritka	0,1	A D-i oldalon.
61.	<i>Draba verna</i> L.	Tavaszi ködvirág	Szálanként	0,01	Syn.: <i>Erophila verna</i> (L.) DC.
62.	<i>Camelina microcarpa</i> Andrzej. ex DC.	Kis gomborka	Szálanként	0,01	
63.	<i>Viola arvensis</i> Murray	Mezei árvácska	Szórványos	0,5	
64.	<i>Hypericum perforatum</i> L.	Likacsos orbáncfű	Igen ritka	0,1	
65.	<i>Erigeron canadensis</i> L.	Betyárkóró	Szálanként	0,025	Syn.: <i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist
66.	<i>Pentanema britannicum</i> (L.) D. Gut. Larr., Santos-Vicente, Anderb., E. Rico & M. M. Mart. Ort.	Réti peremizs	Ritka	0,1	Syn.: <i>Inula britannica</i> L.
67.	<i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.	Pusztai cickafark	Tömeges	150	
68.	<i>Carduus acanthoides</i> L.	Útszéli bogáncs	Gyakori	25	
69.	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Lándzsás aszat	Szálanként	0,1	2016-ban 2 reprodukív tő.
70.	<i>Onopordum acanthium</i> L.	Szamárbogáncs	Igen ritka	0,25	2016-ban kb. 5 kisebb tő.
71.	<i>Carthamus lanatus</i> L.	Vadpórsáfrány	Gyakori	10	Főleg a D-i és a Ny-i oldalon. 2016-ban igen gyakori volt a halmon (kb. 50 m ²) (3. ábra)
72.	<i>Picris hieracioides</i> L.	Keserűgyökér	Igen ritka	0,1	
73.	<i>Tragopogon dubius</i> Scop.	Nagy bakszakáll	Ritka	0,25	Főleg a D-i oldalon.

74.	<i>Podospermum canum</i> C. A. Mey.	Közönséges sziki- pozdor	Ritka	0,2	
75.	<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ru- deralia</i> Kirschner, H. Øllg. & Štěpánek	Pongyola pitypang	Ritka	0,1	Az É-i oldalon.
76.	<i>Lactuca serriola</i> L.	Keszeg saláta	Ritka	0,25	
77.	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Szúrós csorbóka	Ritka	0,25	
78.	<i>Crepis pulchra</i> L.	Szép zörgőfű	Ritka	0,25	2016-os év kedvező volt rá.
79.	<i>Crepis setosa</i> Hall. f.	Sertés zörgőfű	Szálanként	0,1	2016-os év kedvező volt rá.
80.	<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	Fehér mécsvirág	Szórványos	3	Syn.: <i>Melandrium album</i> Garcke
81.	<i>Dianthus gigantei- formis</i> Borbás subsp. <i>pontederæ</i> (A. Kern.) Soó	Magyar szegfű	Szálanként	0,01	2017-ben 1 tő az É-i oldalon. Syn.: <i>Dianthus pontederæ</i> A. Kern.
82.	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Tyúkhúr	Ritka	4	Syn.: <i>Stellaria media</i> (L.) Vill. subsp. <i>media</i>
83.	<i>Stellaria pallida</i> (Dumort.) Crép.	Sápadt tyúkhúr	Szórványos	5	Főleg a D-i oldalon. Syn.: <i>Stellaria media</i> subsp. <i>pallida</i> (Piré) Asch. & Graebn.
84.	<i>Stellaria graminea</i> L.	Réti csillaghúr	Ritka	1	Az É-i szélen.
85.	<i>Cerastium tenorea- num</i> Ser.	Prémes madárhúr	Ritka–szórvá- nyos	1	
86.	<i>Cerastium glutino- sum</i> Fr.	Enyves madárhúr	Igen ritka	0,1	Syn.: <i>Cerastium pumilum</i> Curtis subsp. <i>glutinosum</i> (Fries) Jalas
87.	<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	Kakukkhomokhúr	Ritka–szórvá- nyos	0,5	
88.	<i>Rumex stenophyllus</i> Ledeb.	Keskenylevelű ló- rom	Szálanként	0,05	Néhány tő a Ny-i szélen.
89.	<i>Gagea pratensis</i> (Pers.) Dumort. agg.	Mezei tyúktarj	Ritka–szórvá- nyos	1	
90.	<i>Allium vineale</i> L.	Bajuszos hagyma	Szálanként	0,02	2016-ban 1 virágzó tő a DK-i szélen.
91.	<i>Carex praecox</i> Schreb.	Korai sás	Tömeges	150	
92.	<i>Carex melanostachya</i> Willd.	Bókoló sás	Szórványos– gyakori	50	A DDNy-i oldalon állományalkotó.
93.	<i>Bromus sterilis</i> L.	Meddő rozsok	Tömeges	200	2016-ban a DK-i oldal uralkodó fű- faja.
94.	<i>Bromus tectorum</i> L.	Fedélrozsok	Szórványos	10	Főleg a D-i oldal felső részén, a leg- szárazabb részeken.
95.	<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Puha rozsok	Szórványos– gyakori	10	
96.	<i>Bromus japonicus</i> Thunb.	Parlagi rozsok	Igen gyakori	100	2016-ban kedvező év volt rá.
97.	<i>Festuca valesiaca</i> Schleich.	Vékony csenkesz	Ritka–szórvá- nyos	10	Főleg a D-i oldal felső részén.

98.	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	Pusztai csenkesz	Tömeges	700	
99.	<i>Poa angustifolia</i> L.	Karcsú perje	Igen gyakori	50	
100.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	Csomós ebír	Ritka–szórványos	2	Főleg az É-i oldalon.
101.	<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Közönséges tarackbúza	Tömeges	400	Főleg a DDNy-i oldalon, valamint a Ny-i és az É-i oldal alján.
102.	<i>Hordeum murinum</i> L.	Egérárpa	Ritka	0,2	A halomcsúcs körüli degradált foltban.
103.	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. Presl & C. Presl	Franciaperje	Szálanként	0,05	
104.	<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	Karcsú fényperje	Szórványos	2,5	A D-i oldalon.
105.	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Réti ecsetpázsit	Tömeges	50	
106.	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Csillagpázsit	Gyakori	20	
107.	<i>Setaria cf. viridis</i> (L.) P. B.	Zöld muhar	Igen ritka	0,02	

The impact of ungulate browsing on black locust competitive abilities in a temperate oak forest

ÁDÁM FEHÉR¹, CSABA CENTERI^{2,3}, BOGLÁRKA KELLER², KRISZTIÁN KATONA^{1,3,*}

¹Department of Wildlife Biology and Management, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences
Páter Károly u. 1., 2100-Gödöllő, Hungary,
e-mail: katona.krisztian@uni-mate.hu, feher.adam.hun@gmail.com

²Department of Nature Conservation and Landscape Management, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences
Páter Károly u. 1., 2100-Gödöllő, Hungary, e-mail: centeri.csaba@uni-mate.hu, bogi87@gmail.com

³National Laboratory for Health Security, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Páter Károly u. 1., 2100-Gödöllő, Hungary, e-mail: katona.krisztian@uni-mate.hu,
centeri.csaba@uni-mate.hu

*corresponding author

Keywords: fence; plant competition; *Robinia pseudoacacia*; sessile oak; simulated browsing; soil nitrogen

Összefoglalás: Abstract: Invasive species such as black locust (*Robinia pseudoacacia*) cause several problems in conserving semi-natural forests in Europe. The selective browsing of ungulates can be a prominent regulating factor in the spread of black locusts. We set out a 4 year-long experiment in a fenced area of a Turkey oak (*Quercus cerris*) – sessile oak (*Quercus petraea*) forest in Hungary to 1) evaluate short-term responses of black locust saplings to simulated browsing; 2) identify the effects of browsing and soil conditions on the competition between black locust and oak saplings. We hypothesized that clipping treatments would reduce the growth and vitality of black locusts and indirectly enhance oak sapling development. Vegetation patches were designated to separate oak saplings with treated and intact black locust saplings, and without black locust. After the first round of treatments in September 2014, clipped black locusts compensated for height and shoot loss. The summer drought in 2015 reduced the survival of black locusts independently of the clipping and many saplings disappeared from previously occupied plots. In addition, the effects of the second clipping treatment in September 2015 have significantly slowed down, even hindering further growth of the clipped saplings. Soil nitrogen level was not higher in black locust plots, but low pH and significant soil compaction could be limiting factors for all saplings. Our results did not confirm any significant inhibitory effect of black locust on oak sapling development, but sessile oak had increased height growth compared to Turkey oak in black locust plots. It seems that browsing is only a secondary factor that influences the growth and competitiveness of black locusts since only repeated browsing after a heavy drought period could prevent black locust saplings from compensating for their losses.

Introduction

The concept of Potential Natural Vegetation (PNV) describes the expected state of mature vegetation in the absence of human intervention (Chiarucci et al. 2010). Different species of animals and plants interact with each other for a long time creating ideal conditions for living (Oliver et al. 1998, Silaeva et al. 2021, Åberg et al. 2003); however, several threats can

arise in this process. The spread of non-native species raises an increasing awareness of nature conservation issues in times of global climate change (Burgiel and Muir 2010). Among them, woody plant invasions are rapidly increasing in importance around the world containing 357 trees and 265 shrub species (Richardson and Rejmánek 2011). One of the biggest challenges in Europe is linked to the invasive black locust (*Robinia pseudoacacia*), since almost all countries, in which the tree species was successfully established, underwent a phase of large-scale cultivation and afforestation (Vítková et al. 2020). It occurs in forty-two European countries and is the most common broadleaved tree species on the continent, accounting for more than 200,000 ha in Hungary, Ukraine, Poland, Romania and Italy (Nicolescu et al. 2020); its proportion of the entire forested area is the highest in Hungary (Erdős 1999). Black locust has outstanding economic importance in those countries; however, they also pose a serious ecological threat to forest naturalness (Katona et al. 2013).

In its native range, the black locust is often a component of mature mesophytic forests; it makes up a majority of the stand during early stages but is short-lived and seldom matures to a sawtimber stand, thereby only forming a small part of the ultimate canopy layer (Huntley 1990). While in its exotic range, it can easily overgrow native major tree species such as oaks (*Quercus* spp.) or beech (*Fagus sylvatica*), and degrade forest habitats by its superior competitive abilities: fast growth, vegetative sprouting, nitrogen fixation, allelopathic effects (Benesperi 2012). Due to its ideal fiber/protein ratio, the shoots of black locust are valuable feed for ungulate herbivores; mostly preferred from late spring to early autumn based on the findings of Mátrai et al. (2004). Consequentially, ungulates can play a crucial role in regulating black locust invasion and their selective browsing can decelerate the penetration of this species into native forest habitats (Katona et al. 2013, Mátrai et al. 2004). However, our previous study revealed that their saplings tolerate ungulate browsing well (Fehér and Katona 2003), therefore black locusts can often escape from continuous herbivore pressure.

The impact of ungulate browsing on sapling development and forest regeneration induces a debate among different stakeholders, such as forest and game managers and nature conservationists (Graham et al. 2010). Besides ungulates and the pattern, intensity, timing, and recurrence of their browsing, the abiotic conditions, plant competition intensity and specific adaptiveness also determine plant responses (Kullberg and Welander 2003). The specific traits of black locust to resist ungulate herbivory have a great significance in the success of the species within its non-native range. All main plant anti-herbivore strategies (Belsky et al. 1993) are combined in black locusts, such as escape mechanisms by fast growth; physical defense by developing spines; and tolerance by compensating or overcompensating the loss caused by ungulate browsing. These diverse strategies are complemented by allelopathic traits (Nasir et al. 2005) and nitrogen fixation (Moshki and Lamersdorf 2011) making way for the considerable spread of black locusts in European temperate forests.

Moderate selective browsing (i.e., preference towards black locust, some shrub species and avoidance of oak) can have a profound beneficial impact on vegetation development and species composition of native oak forest understory (Katona et al. 2013), mitigating black locust penetration and spread in native forests. However, in other cases, a positive

correlation between the ungulate presence and invasion of non-native browse-tolerant woody plants was also reported (Shen et al. 2016). De-spite its increasing importance, black locust has not been studied in this context, yet.

Our aim in this short-term (4-year) study was to: 1) evaluate the short-term responses of black locust saplings to simulated browsing treatments; 2) identify the effects of simulated browsing and soil conditions on competition between black locust and oak saplings.

We hypothesized that 1) clipping treatments will reduce the growth and vitality of black locust saplings; 2) soil nitrogen levels will be higher near black locust saplings; 3) development of sessile oak (*Quercus petraea*) and Turkey oak (*Quercus cerris*) saplings will be reduced in proximity to black locust saplings; 4) oak sapling development will be higher in those plots where black locust saplings were affected by clipping treatments compared to plots where they were left intact.

Materials and methods

Study area

Field surveys took place in a 40-year-old even-aged Turkey oak-sessile oak forest (*Quercetum petraeae-cerris*) in the forest compartment 17/A of settlement Apc in Heves County, at the SW side of Mátra Mountains (North Hungarian Range Region, according to Csorba et al. 2018), Hungary (Figure 1 - 47°49'0.2" N; 19°42'59" E). Sessile oak and Turkey oak had the highest standing volume (43% and 33%, respectively), but black locust (13%) and northern red oak (*Quercus rubra* – 11%) were also important.

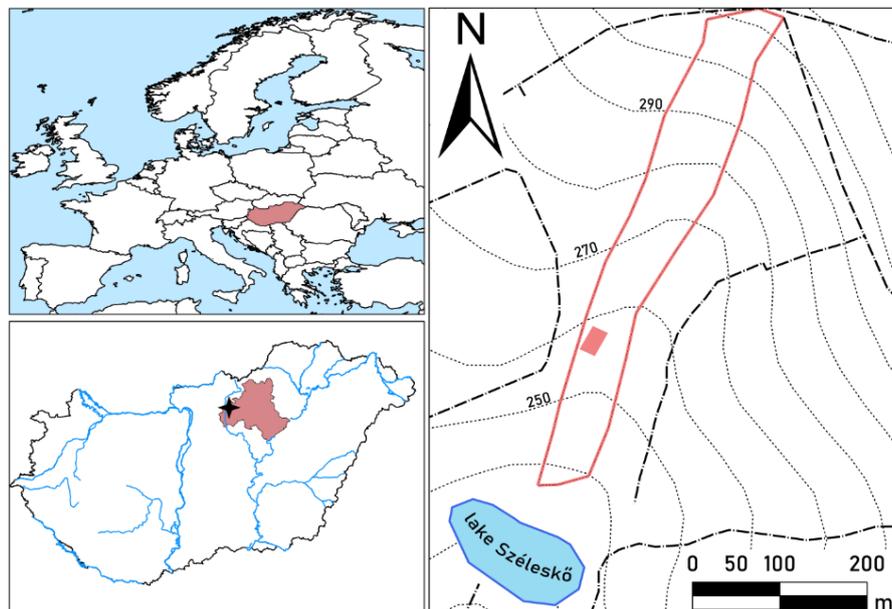


Figure 1. The location of the study site in Hungary is in Heves County (bottom left), and the enclosure is in the forest compartment 17/A (indicated with a red rectangle on the right)

1. ábra. A vizsgálati helyszín elhelyezkedése Heves megyében (balra lent) és a 17/A erdőrészletben (jobbra, a vadkizáró kerítés területe piros téglalappal jelölve)

The average stand height was 15 m and the average canopy closure exceeded 80%. Due to even-aged management, the forest structure was relatively simple. Field maple (*Acer campestre*) was the most common tree species in the understory. Saplings and young individuals of sycamore maple (*Acer pseudoplatanus*), Tatar maple (*Acer tataricum*), field elm (*Ulmus minor*), manna ash (*Fraxinus ornus*), European hornbeam (*Carpinus betulus*) and European wild pear (*Pyrus pyraster*) were sporadic. Shrubs including blackthorn (*Prunus spinosa*), hawthorns (*Crataegus monogyna* and *Crataegus laevigata*), bramble (*Rubus caesius* and *Rubus fruticosus*), common spindle (*Euonymus europaeus*), dog rose (*Rosa canina*) and wild privet (*Ligustrum vulgare*) formed a mixture with tree saplings. Black locusts occupied an increasing area in the understory at the western side of this 3.9 ha large stand and several nitrophilous herbs occurred in these patches such as black horehound (*Ballota nigra*), greater celandine (*Chelidonium majus*) or red dead-nettle (*Lamium purpureum*).

Lithomorphous and brown forest soils (Cambisols) are common in the area on andesite bedrock. However, the site-specific soil analysis (Fehér et al. 2014) found strong acidity, shallow humus layer, and deep E and B horizons; thereby the local soil type was rather Luvisol. The whole forest stand was situated on a steep slope (5–10°) facing E-SE. Ungulate species including red deer (*Cervus elaphus*), roe deer (*Capreolus capreolus*), wild boar (*Sus scrofa*), and mouflon (*Ovis musimon*) were common large game here; mouflon could be found often in high density due to favorable habitat conditions.

Simulated browsing

The advantage of simulated browsing over directly surveying browsed saplings is that the intensity, timing and frequency of browsing are known and fully controllable. We selected only intact and healthy saplings as subjects for our experiments. To exclude interfering effects of ungulate herbivory during simulated clipping experiments, a 460 m² large enclosure was built using a 1.8 m high, hinge joint high tensile steel fence around forest patches where both black locust and oak saplings (under 1 m in height) were prevalent under the mature stand which ensured regular seed and acorn production. The site was partitioned into 1 m² large sampling plots/quadrats to locate tree saplings properly during the study considering a 0.5 m wide edge effect of the fence at the boundaries (N = 413, approx. 30 m x 14 m effective size). Three types of vegetation patches were designated in the enclosure: 1) Treated Locust Plots (TLP): plots with clipped black locust saplings and unclipped oak saplings near-by; 58 black locust, 27 sessile oak and 30 Turkey oak saplings in 100 quadrats; 2) Control Locust Plots (CLP): plots with control (unclipped) black locust saplings and oak saplings nearby; 63 black locust, 52 sessile oak and 50 Turkey oak saplings in 126 quadrats; 3) Control Oak Plots (COP): plots where only oak saplings were found; 22 sessile oak and 41 Turkey oak saplings in 69 quadrats. Our main priority during the spatial arrangement of the patches was to ensure equal sample size for the clipped and non-clipped (control) black locust saplings; provide sufficient oak saplings for statistical inference in all patches

and harmonize these expectations with the real spatial distribution of the saplings. Furthermore, the plots of each vegetation patch were arranged by slope direction to compensate for the potential small-scale differences in soil attributes between the slope top and slope bottom, since preliminary results of soil core sampling showed different topsoil thicknesses between those locations (Fehér et al. 2014). Black locust and oak saplings were visually marked by vinyl tapes of various colors with unique codes on them to identify each sapling correctly.

Only black locust saplings were clipped. Their mean height was 51.1 ± 36 cm ranging from min. 12 cm to max. 168 cm in TLP before the treatments. Simulated browsing treatments were conducted twice: in September 2014 and 2015. The leader and 50% of lateral shoots (i.e., twigs) of all black locust saplings were clipped in the TLP plots. We aimed to simulate an intense and strong browsing disturbance by these treatments right after the most intensive seasonal growth stage of the saplings (reducing the possibility for compensatory growth). Stump sprouts were excluded from the study as investigated individuals. We registered the biometric data of treated black locust saplings and control saplings (black locust, sessile oak, and Turkey oak) in all vegetation patches seasonally: sapling height, basal diameter at ground level, shoot density, leaf density, spine density (for black locust) for 4 years (until August 2018). We used a tape measure for height measurement and a caliper for measuring basal diameter. The compound leaves of black locusts were counted instead of leaflets. Leaf density and spine density were reported relative to the actual shoot density, thereby expressed as a ratio of the number of leaves or spines divided by the total number of shoots. Seasonal mortality of black locust and oak saplings was also registered. We calculated the changes in the biometric data of each sapling between consecutive observations. The magnitude of these changes was interpreted as growth intensity (i.e., the amount of height-, shoot-, leaf-, spine gains or loss).

The growth intensity of black locust and oak saplings were compared by non-parametric tests among vegetation patches (Mann-Whitney U-test for two independent groups and Kruskal-Wallis test with Dunn's post hoc test for more than two independent groups) using GraphPad Prism ver. 6.01 after testing for normality with Shapiro-Wilk test. To reveal existing differences at the meaningful time points of the experiment (before-after clippings) we performed a Wilcoxon matched pairs test.

The full-time response of black locust saplings to clipping treatments and oak saplings to black locust presence was evaluated by using linear mixed models (LMM) in the case of height data, and generalized mixed models (GLMM) in the case of shoot, leaf and spine density data in R (R Development Core Team 2019) with the glmmTMB package (Brooks et al. 2017). We handled height as normally distributed data and the other biometric parameters as Poisson distributed data, using the shoot density as an offset term in the case of leaf and spine density. The sampling plots were integrated into the models as random effects and autoregressive temporal autocorrelation (AR1) was used due to repeated measures. Model selection was performed with ANOVA likelihood ratio test and diagnostics with the packages DHARMA (Hartig 2022) and performance (Lüdecke 2021). Sapling survival in the different patches was evaluated

by using the mixed effect Cox model (proportional hazards model) from the Coxme package (Therneau 2022) and reported in hazard ratio with its 95% confidence interval. A hazard ratio above 1 indicates a covariate that is positively associated with the event (mortality) probability, and thus negatively associated with the length of survival (Kassambara 2020).

Field soil test and laboratory analysis

We used a Pürckhauer-type core sampler for soil profile description (N = 13) and took soil samples from the upper 25 cm layer of the soil profile for laboratory analyses (N = 17) within the enclosure in autumn 2014. Laboratory analyses included measurements regarding the major nutrient (N, P, K) and organic matter content (humus and total organic carbon), soil pH, Arany-type plasticity index (KA) and hydrolytic acidity (y1) (Káta 2013). We performed the Kruskal-Wallis test with Dunn's post hoc test on the measured data to find potential differences among the vegetation patches.

Results

Impact of simulated browsing on black locust saplings

The average biometrical values of black locust saplings in TLP and CLP did not differ from each other before the experiments, with one exception: the pretreatment shoot density was significantly higher (Mann-Whitney U-test: $U = 644$, $n_1 = 58$, $n_2 = 63$, $p < 0.001$) for control saplings (CLP: 5.37 ± 4.4) than saplings that were marked out for the later clip-ping in TLP (1.76 ± 1.5) (Figure 2).

No significant height difference was revealed between TLP and CLP saplings after the first treatment (after September 2014). Only the second clipping treatment in September 2015 reduced the height growth of clipped saplings compared to controls through November 2015 (TLP: -6 ± 6.7 cm vs. CLP: -0.6 ± 20.5 cm; $U = 506$, $n_1 = 39$, $n_2 = 48$, $p = 0.0002$).

The reduced growth of clipped saplings faded until March 2016 (TLP: -0.6 ± 5.8 cm vs. CLP: -1.7 ± 12 cm; $U = 581$, $n_1 = 35$, $n_2 = 44$, $p = 0.07$). However, a significant height growth reduction was found in the TLP saplings relative to the CLP ones when the full-time trend was analyzed with mixed modeling, and the estimated height growth loss was more than 20 cm in the treatment group (Table 1). Shoot development was also reduced after the second clipping treatment by November 2015 (TLP: -1.2 ± 1.9 ; Wilcoxon matched pairs test: $W = -302$, $p = 0.001$) and March 2016 (TLP: -0.5 ± 1.2 ;

$W = -137$, $p = 0.003$) compared to the previous time points. The cumulative loss of these periods was nearly equal to the amount that was compensated by TLP saplings in the first year of the experiment in August 2015 (TLP: 2.4 ± 3.4), but the majority of clipped saplings compensated for their losses again in May 2016 (Figure 2B).

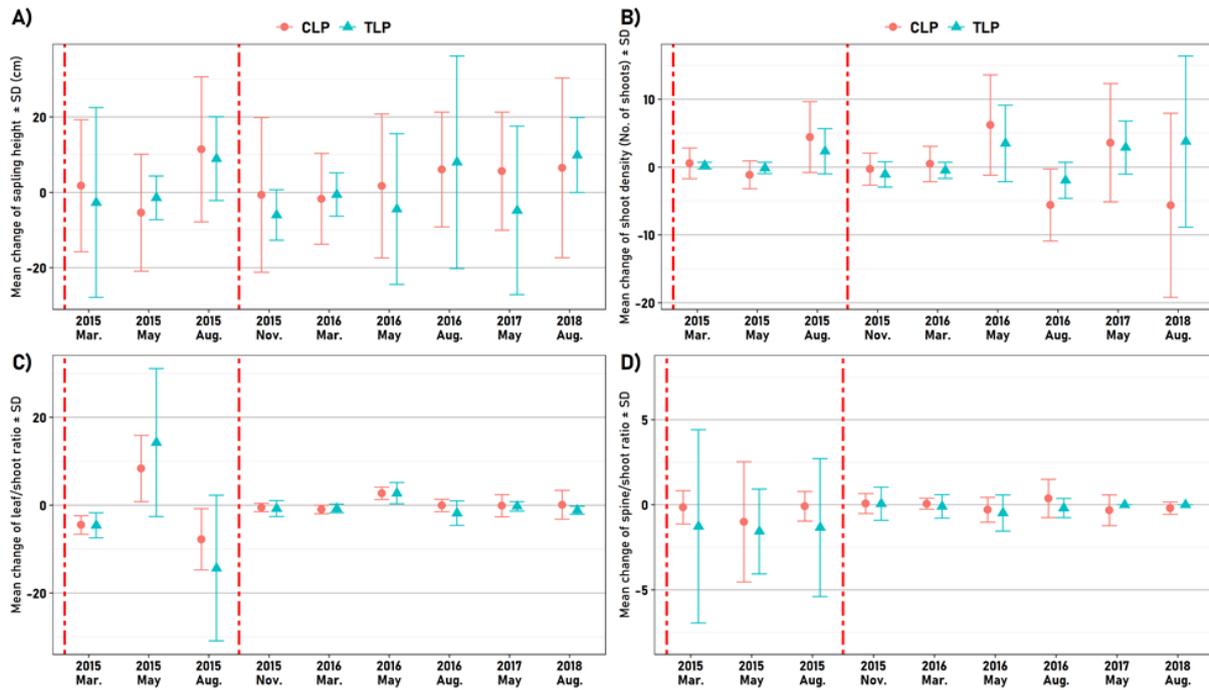


Figure 2. Average changes between consecutive time points in height (A), shoot density (B), leaf density (C) and spine density (D) of black locust saplings in different vegetation plots inside the enclosure. Red dashed lines indicate the time of simulated browsing. CLP: control saplings (n = 63) in control black locust plots, TLP: clip-ped saplings (n = 58) in treated black locust plots

2. ábra. Az akáccsметék magasságának (A), hajtásszám (B), levélszám (C) és párhatóvis számának (D) átlagos változása a vizsgálat alatt, a vadkizárt területen kijelölt növényzeti foltokban. A piros szaggatott vonalak a szimulált vadragás kezelési idő-pontjait jelzik. CLP - kontroll akáccsметék (n = 63), TLP - kezelt akáccsметék (n = 58) a kezelt akác parcellákon

Table 1. Linear mixed model (for height data only) and generalized linear mixed model results of the black locust saplings. Control black locust plots (CLP) were used as a reference category when the effect of clipping was modeled. TLP: treated black locust plots

1. táblázat. Az akáccsметék biometriai adataival végzett lineáris kevert modell (csak magassági adatokra) és általánosított lineáris kevert modell eredményei. A szimulált vadragás kezelés értékelésekor a kontroll csoportba tartozó csemetét (CLP) használtuk referencia kategóriaként. TLP: kezelt akác parcellák

	fixed effects			random effects	autocorrelation (AR1)		
	coefficient	SE	z	variance (SD)	variance (SD)	correlation	
height	<i>intercept</i>	61.22***	4.97	12.3	<i>plot</i> 534.8 (23)	3.33 (1.82)	0.83
	<i>time</i>	1.71***	0.49	3.51			
	<i>plot (TLP)</i>	-25.74***	7.28	-3.54			
shoot density	<i>intercept</i>	1.67	45.2	0.04	<i>plot</i> 0.37 (0.6)	2044 (45.2)	0.9
	<i>time</i>	0.028	0.05	0.55			
	<i>plot (TLP)</i>	-0.95***	0.17	-5.6			
leaf density	<i>intercept</i>	3.11***	0.39	8.05	<i>plot</i> 0.5 (0.7)	0.27 (0.52)	0.3
	<i>time</i>	0.037	0.04	0.84			
	<i>plot (TLP)</i>	-1.03***	0.22	-4.75			

spine density	<i>intercept</i>	0.27	0.65	0.42	<i>plot</i>	5.3 (2.3)	0.21 (0.46)	0.77
	<i>time</i>	-0.01	0.05	-0.14				
	<i>plot (TLP)</i>	-1.43	0.71	-2.01				

*** $p < 0.001$

Significant shoot density reduction was registered in CLP saplings during summer 2016 (-5.6 ± 5.3), which was nearly 3 times higher than for TLP saplings (-1.9 ± 2.6) in this period ($U = 149$, $n_1 = 19$, $n_2 = 32$, $p = 0.017$). Despite the compensating effect of clipped saplings, overall shoot development was significantly lower in the TLP group (Table 1).

During the severe drought in the summer of 2015, a marked decrease in leaf density was registered in clipped and control saplings in August 2015 (Figure 2C). Mortality increased in both groups (Figure 3A). The rate of defoliation was two times higher in TLP than in CLP saplings in this period (TLP: -14.3 ± 16 vs. CLP: -7.7 ± 6.9), however, a significant difference was not confirmed ($U = 1081$, $n_1 = 39$, $n_2 = 48$, $p = 0.2$) due to the heterogeneous responses of TLP saplings (Figure 2C). This situation greatly affected the overall leaf production intensity in both groups (Table 2), and resulted in a significantly lower leaf density in clipped saplings (TLP) than in control ones during the study (Table 1).

Table 2. Overall differences in biometric data, and total mortality of black locust, sessile oak and Turkey oak saplings between the last and the first time point of the study. Saplings that died during the study were not included in the calculation.

2. táblázat. Az akác- és tölgycsemeték biometriai adatainak átlagos változása és mortalitása a vizsgálat kezdő és záró időpontja között. A változások az elpusztult csemeték nélkül kerültek kiszámításra.

		height (cm)	stem diame- ter (cm)	shoot den- sity (pcs)	leaf/shoot ratio	spine/shoot ratio	mortality (%)
black locust	TLP (N=58)	27 ±9	0.3 ±0.2	18.3 ±21	-6.7 ±7	-17.6 ±7	79
	CLP (N=63)	40.9 ±52	0.29 ±0.3	11.1 ±15	-1.8 ±3	-2.8 ±3	67
sessile oak	TLP (N=27)	17.7 ±10	0.11 ±0.1	3.5 ±4.5	0.13 ±1.8	–	7
	CLP (N=52)	16.1 ±10	0.05 ±0.1	1.7 ±1.8	-0.13 ±1.7	–	21
	COP (N=22)	15.2 ±12	0.1 ±0.1	3.3 ±4	-0.3 ±2.5	–	5
Turkey oak	TLP (N=30)	10.3 ±8	0.07 ±0.1	1.4 ±1.7	-1.1 ±3	–	10
	CLP (N=50)	19.2 ±11	0.12 ±0.1	2.9 ±3.6	-0.4 ±2	–	20
	COP (N=41)	9.7 ±7	0.07 ±0.1	1.4 ±2	-0.5 ±2	–	32

TLP: treated black locust plots, CLP: control black locust plots, COP: control oak plots.

TLP: kezelt akácparcellák, CLP: kontroll akácparcellák, COP: kontroll tölgyparcellák.

The clipped saplings did not develop more spines after the treatments (Figure 2D). On the contrary, spine density decreased both in TLP and CLP. The change in TLP was not significant in comparison to CLP saplings (Table 1) due to the high variance because the majority of saplings (70%) did not have any spines in either group.

Cumulative mortality rates reached a high level in both groups by August 2018: 79% of clipped saplings (46 out of 58 individuals in TLP) and 67% of control saplings (42 out of 63 individuals in CLP) were dead (Figure 3A). Due to similar trends, the mixed

effects Cox model has not proved any difference between treatment and control mortality rates (Table 3).

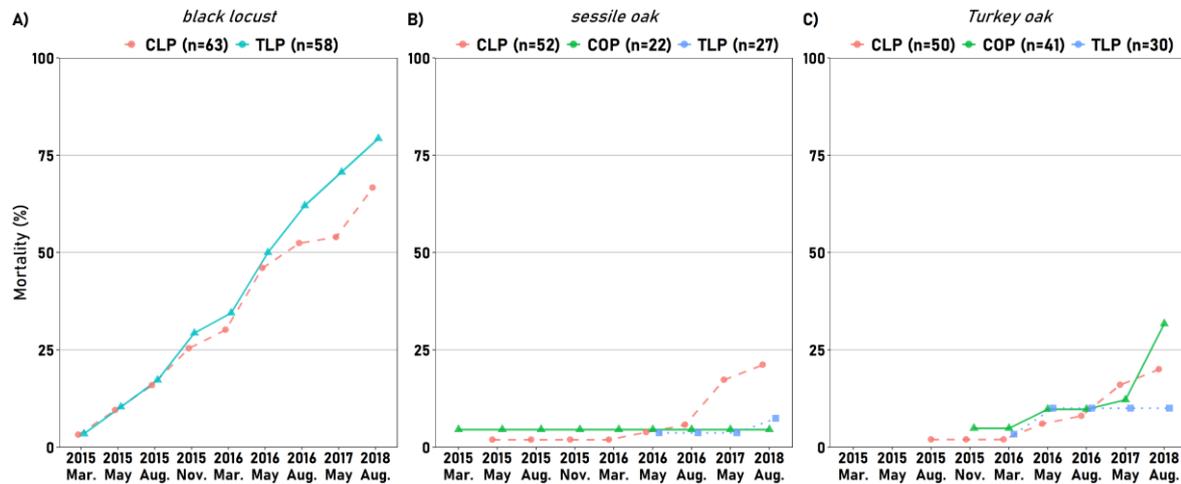


Figure 3. The cumulative mortality rate of black locust (A), sessile oak (B) and Turkey oak (C) saplings in different vegetation plots during the study. CLP – control black locust plots, COP – control oak plots, TLP – treated black locust plots

3. ábra. A fehér akác (A), a kocsánytalan tölgy (B) és a csertölgy (C) kumulált mortalitási aránya az egyes parcellákon a vizsgálat alatt. CLP – kontroll akác parcellák, COP – kontroll tölgyes parcellák, TLP – kezelt akác parcellák

Table 3. Mixed effects Cox regression results of black locust, sessile oak and Turkey oak saplings. Control black locust plots (CLP) were used as reference categories in the model

3. táblázat. A kevert Cox-regressziós modell eredményei akác, kocsánytalan tölgy és csertölgy csemeték esetében. A modellben a kontroll akác parcellákon (CLP) található csemeték adatait használtuk referencia kategóriaként

		HR	95% CI	z	p	random effect variance (plot)
black locust	plot (TLP)	1.27	0.99–1.63	1.88	0.06	0.69
sessile oak	plot (COP)	0.23	0.02–2.64	-1.2	0.23	5
oak	plot (TLP)	0.33	0.03–4	-0.89	0.38	
Turkey oak	plot (COP)	1.46	0.33–6.35	0.51	0.61	3.8
oak	plot (TLP)	0.51	0.09–2.72	-0.81	0.42	

HR: hazard ratio, CI: confidence interval, z: Wald statistic value, TLP: treated black locust plots, COP: control oak plots.

HR: kockázati arány, CI: konfidencia intervallum, z: Wald statisztika értéke, TLP – kezelt akácparcellák, COP – kontroll tölgyparcellák.

The response of oak saplings to black locust presence

The biometrical attributes of the two oak species were similar among CLP, TLP and COP at the beginning of the monitoring (sessile oak: Kruskal-Wallis test: $KW = 0.5\text{--}0.9$, $p = 0.6\text{--}0.8$; Turkey oak: $KW = 1.1\text{--}3.2$, $p = 0.2\text{--}0.6$; for different variables). Overall, oak species showed different growth intensities only in TLP (Figures 4A and 4D): sessile oak saplings had significantly more intensive growth than Turkey oak saplings ($U = 77$, $n_1 = 27$, $n_2 = 30$, $p = 0.02$).

The overall height change of Turkey oak saplings was significantly the highest in CLP ($KW = 11.85$, $p = 0.003$, Dunn test: $p < 0.01$), while sessile oak saplings had similar growth in every vegetation patch ($KW = 1.24$, $p = 0.54$, Table 2). Due to growth intensity fluctuations, the fitted GLMM model on the full-time trends of sapling height found no differences among vegetation plots at both oak species either (Table 4).

Sessile oak saplings had the lowest, while Turkey oaks had the highest intensity in shoot development among oaks in CLP (Table 2), but these differences were not significant in within-species comparisons among vegetation patches (sessile oak:

$KW = 1.51$, $p = 0.47$, Turkey oak: $KW = 1.49$, $p = 0.47$). Both oak species produced new shoots during the study (Table 4: see the significant time coefficient as a fixed effect). In the case of Turkey oak, the average trend of shoot density changes in COP was significantly lower than in CLP with a weak significance ($p < 0.03$, see Table 4).

Leaf density change was the most intensive in the first half of the growing season (until May) in the case of both oak species (Figure 4C and 4F). The heavy drought period in the summer of 2015 was not as damaging for oaks in either of the vegetation plots as it was for black locust saplings (Figure 2C). The amount of produced leaves was similar in all vegetation plots during the study for both oak species and stayed unaffected by neighboring black locust saplings (Table 4).

The total mortality rate of sessile oak was 14% (14 out of 101 individuals). Most saplings died in plots where black locust saplings were located (13 individuals – 93% of total mortality) especially in CLP (11 individuals – 78% of total mortality and 21% of individuals in this group). However, no fatality was registered in TLP until May 2016 at the earliest (Figure 3B). Mortality ceased in the absence of black locust (COP: only 1 oak sapling died – 7% of total mortality and 5% of the actual group). Differences were not significant among the vegetation plots (Table 3).

By August 2018, the total mortality rate of Turkey oak saplings reached 22% (26 out of 121 individuals). The first mortality occurred only after 1 year since studies began (Figure 3C). The same amount of saplings died in the occupied and non-occupied plots by black locust (TLP + CLP: 13 vs. COP: 13 individuals – 50% of total mortality). More saplings died in CLP (10 individuals – 20% in this group) than in TLP plots (3 individuals – 10% in this group). Fatalities started to occur at the latest in TLP (Figure 3C), but mortality was not significantly different among the vegetation plots (Table 3).

Soil attributes in different vegetation patches

Topsoil was highly compacted and laboratory tests confirmed a quite strong acidity (mean pH(H₂O): 4.3 ± 0.1) prevailing in all vegetation plots (N = 17); therefore soil characteristics affected the vegetation development uniformly in the fenced area. Moreover, the topsoil (A-horizon) was extremely shallow at some sampling points, especially in plots that were situated at the lowest part of the eastern-southeastern slope exposure (7.8 ± 7 cm for all samples). The eluvial (E) horizon (44 ± 33 cm), and the B-horizon (55 ± 27 cm) were much thicker than the topsoil in all vegetation plots. The core sampler reached the parent material (C-horizon) only once out of 13 occasions at a depth of 99 cm at the top of the slope.

Table 4. Linear mixed model (for height data only) and generalized linear mixed model results of sessile and Turkey oak saplings. Control black locust plots (CLP) were used as reference categories in the model. TLP: treated black locust plots, COP: control oak plots

4. táblázat. A kocsánytalan és csertölgycsemeték biometriai adataival végzett lineáris kevert modell (csak magassági adatokra) és általánosított lineáris kevert modell eredményei. A modellben a kontroll akácparcellákon (CLP) található tölgycsemeték adatait használtuk referenciakategóriaként. TLP: kezelt akácparcellák, COP: kontroll tölgyparcellák

	fixed effects			random effects	autocorrelation (AR1)		
	coefficient	SE	z		variance (SD)	variance (SD)	correlation
height	<i>intercept</i>	16.96***	2.14	7.91	<i>plot</i> 91.9 (9.59)	1.31 (1.15)	0.43
	<i>time</i>	1.08***	0.12	8.87			
	<i>plot (TLP)</i>	-0.993	3.07	-0.32			
	<i>plot (COP)</i>	-2.73	3.26	-0.84			
	<i>intercept</i>	0.71***	0.1	7.12	<i>plot</i> 0.2 (0.5)	-	-
shoot density	<i>time</i>	0.48***	0.01	11.5			
	<i>plot (TLP)</i>	0.13	0.15	0.38			
	<i>plot (COP)</i>	0.22	0.16	0.16			
leaf density	<i>intercept</i>	1.97***	0.15	13.5	<i>plot</i> 0.3 (0.54)	0.03 (0.2)	0.14
	<i>time</i>	0.05**	0.01	3.2			
	<i>plot (TLP)</i>	0.01	0.18	0.95			
	<i>plot (COP)</i>	0.18	0.19	0.34			
	<i>intercept</i>	0.71***	0.1	7.12	<i>plot</i> 0.2 (0.5)	-	-

	<i>intercept</i>	15.54	53.9	0.29	<i>plot</i> 16.8 (4.1)	2914 (53.9)	0.9
height	<i>time</i>	0.63***	0.13	4.71			
	<i>plot</i> (TLP)	-1.69	1.27	-1.33			
	<i>plot</i> (COP)	-0.28	1.24	-0.22			
Turkey oak	<i>intercept</i>	0.83***	0.09	8.64	<i>plot</i> 0.23 (0.48)	-	-
	shoot density	<i>time</i>	0.04***	0.01	7.46		
	<i>plot</i> (TLP)	-0.18	0.14	-1.23			
	<i>plot</i> (COP)	-0.29*	0.14	-2.16			
leaf density	<i>intercept</i>	1.83***	0.24	7.62	<i>plot</i> 0.3 (0.55)	0.04 (0.21)	0.48
	<i>time</i>	0.03	0.02	1.31			
	<i>plot</i> (TLP)	-0.14	0.15	-0.9			
	<i>plot</i> (COP)	-0.26	0.15	-1.73			

*** $p < 0.001$ ** $p < 0.01$ * $p < 0.05$

The very low pH and significant compaction (at 15–20 cm depth) represent disadvantageous soil conditions for black locust and oak saplings. The shallow humus-rich layer made seedling development more difficult in all vegetation plots regardless of the satisfactory levels of humus content (4.8 ± 1.5 %) which were equal among vegetation plots (KW = 1.02, $p = 0.6$). According to the KA plasticity index, the soil texture was identified as clay or clay loam (min = 43; max = 58), which was not seriously affected by the humus content, due to the shallow A horizon and relatively low humus concentration.

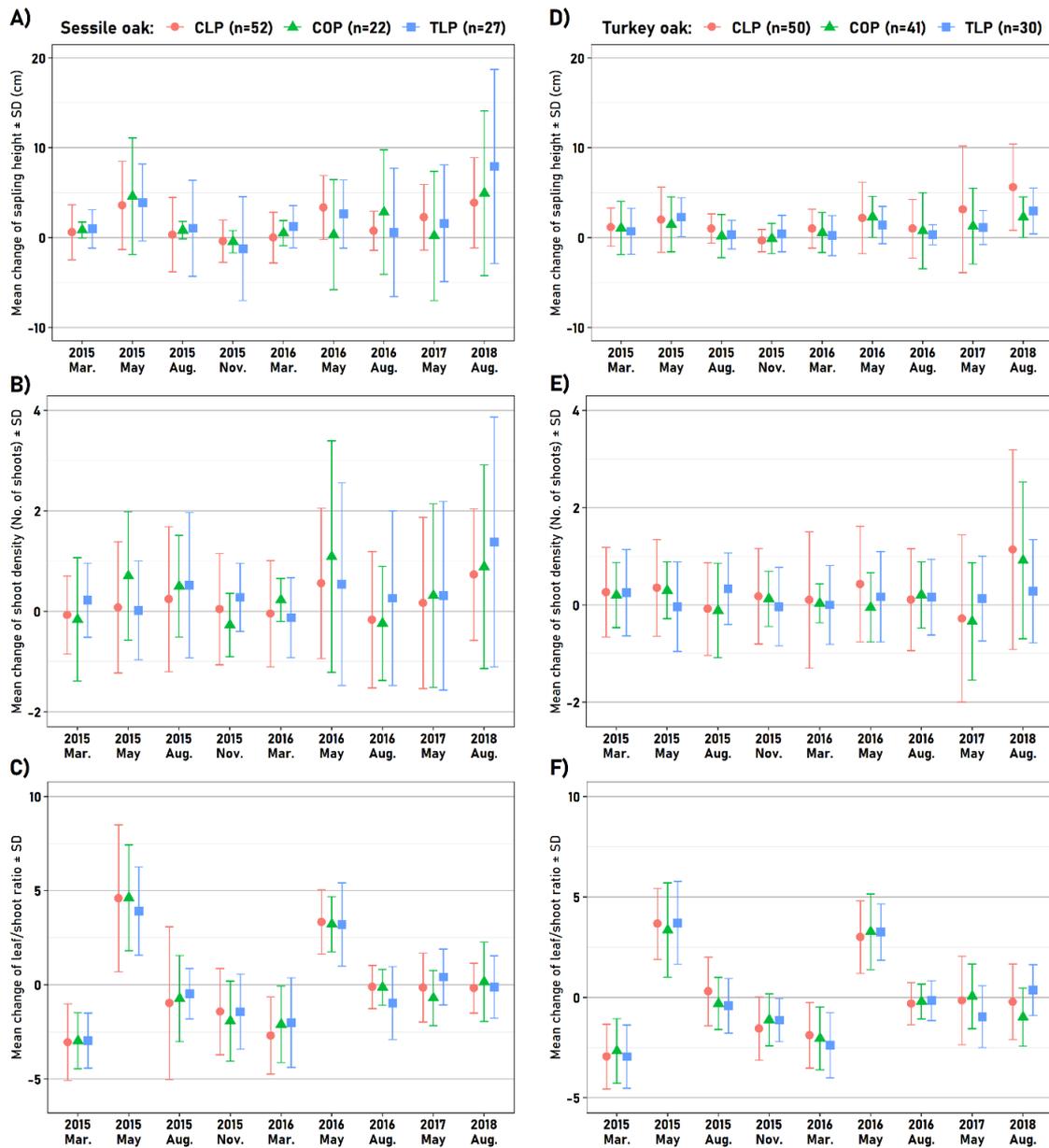


Figure 4. Average changes between consecutive time points in height (A, D), shoot density (B, E) and leaf density (C, F) of sessile oak and Turkey oak saplings, in different vegetation plots inside the enclosure. CLP: control black locust plots, COP: control oak plots, TLP: treated black locust plots

4. ábra. A tölgycsemék magasságának (A-D), hajtásszámának (B-E) és levélszámának (C-F) átlagos változása a vizsgálat alatt a vadkizáró kerítésen belüli területen kijelölt növényzeti foltokban. CLP: kontroll akárcparcellák, COP: kontroll tölgyes parcellák, TLP: kezelt akárcparcellák

No major differences were found in soil ammonium and nitrate N concentrations (KW = 3.13–6.82, $p = 0.2$ – 0.4) between vegetation patches with black locust ($\text{NH}_4^+\text{-N}$: 5.4 ± 2.3 mg/kg; $\text{NO}_3^-\text{-N}$: 16.6 ± 4.7 mg/kg) and without it ($\text{NH}_4^+\text{-N}$: 7.3 ± 2 mg/kg; $\text{NO}_3^-\text{-N}$: 13.7 ± 7.1 mg/kg). Potassium and phosphorus levels were similar in the presence (K_2O : 149 ± 75 mg/kg, P_2O_5 : 43 ± 11 mg/kg) and in the absence (K_2O : 192 ± 117 mg/kg, P_2O_5 : 35 ± 4 mg/kg) of black locust, as well (K_2O : KW = 3.13, $p = 0.2$; P_2O_5 : KW = 1.2, $p = 0.6$).

Discussion

The full-time response of black locust saplings to simulated browsing confirmed our first hypothesis that clipping treatments will significantly reduce the vitality of saplings for growth and further development. These effects were not evident in the short-term analyses (2 years, until August 2016), but turned out as significant in the background of the longer monitoring process. The first clipping only caused slight and temporary disturbances in the treated saplings and we observed compensation in height growth (Figure 2A) and shoot development (Figure 2B) after the first treatment. Compensatory growth is a common phenomenon after browsing, which was observed in many plant species (Hilton et al. 1987, Hester et al. 2004), but very few studies performed experiments on black locusts. Significant overcompensation did not occur in this study though it was observed earlier (Fehér and Katona 2013). The increasing mortality from November 2015 points out the importance of other (abiotic) contributing factors in the survival of black locusts. In July 2015 the experienced temperatures were significantly above the seasonal norm (above 34–35 °C) and the water balance was 100 mm below the long-term average in Hungary according to the ICPDR report (International Commission for the Protection of the Danube River 2017). We presume that the heavy drought period in the summer of 2015 significantly influenced sapling survival, even though black locusts can effectively adapt to prolonged drought conditions by reducing water loss through reduced transpiration and leaf size (Mantovani 2014). Stochastic weather phenomena and abiotic features of the habitat like soil moisture (Kullberg and Welander 2003) or shade patterns (Canham 1994) can also have a strong effect on plant development and survival in the long run. Therefore, these effects have to be considered as important determinants causing continuous mortality of black locust saplings observed in our study (Figure 3A), which might surpass the effects of the clipping treatments. Decreased spine production (Figure 2D and Table 2) could be also related to the actual abiotic stress since the development of structural plant defenses requires significant resource allocation and trade-off (Baraza et al. 2007).

The N fixation of black locust, rather than its allelopathy – which had only been confirmed under laboratory conditions (Vítková et al. 2015) – can lead to its dominance over native species and alter plant communities. However, we did not find higher nitrogen concentrations in TLP or CLP compared to COP, due to which we rejected our second hypothesis. This result corresponds with the findings of Wang et al. (2012), who examined black locust forests at different ages (up to 50 years) and found that N fixation is more evident in 25–30 years old mature black locust stands. The prevalent soil conditions as low pH, low nutrient content and high compaction with surface water erosion represent unsatisfactory conditions for oak and black locust saplings (Fehér et al. 2014, 2016). The extremely high soil resistance experienced during core sampling also implies significant compaction for all horizons. Resource acquisition was also limited: the pH below 4.5 represents extremely acidic soil, where nutrient uptake decreases significantly.

The typical “slow-growing” attribute of sessile oak and Turkey oak saplings was also confirmed in their shoot development (Figure 4B and 4E, Table 2). However, black locust did not have a significant negative effect on saplings of either oak species, which might be due to its high mortality that could largely reduce its competitive effect and thus hindered the detection of obvious clues. Thereby our results could not confirm our third hypothesis. Furthermore, in the case of Turkey oak, the overall shoot development was significantly the lowest in COP where no black locust saplings were around. The intensity of interference competition which is manifested in exploitation, overgrowing, or allelopathy can be the highest in high-productivity habitats at high soil resource supply rates (Reynolds and Rajaniemi 2007). In the case of our study site, the soil resources may be limiting for black locusts and occasional drought periods can reduce competition intensity between oak and black locust saplings. Black locust saplings take more risk than oaks because of their intensive height growth, shoot development and leaf production (Table 2), and higher investment can also mean higher potential losses in bad years. It is also worth noting that root architecture (depth and width) is different between oaks and black locusts. While oaks tend to develop a “heart-sinker root system” (Köstler et al. 1968) consisting of horizontal roots and a significant taproot reaching deep in the soil (Drexhage et al. 1999), black locust creates only vertical roots with 1.5–3 m depth on loose, sandy and moist soils. It has no taproot on shallow soils or eroded slopes but a fine flat, wide-spread horizontal root close to the surface (Nicolescu et al. 2020). The different responses of the two oak species in growth and shoot development in plots with black locusts indicate slightly diverging needs and use of resources, which also represents the priority of other contributing factors.

Fatalities of both oak species occurred in TLP at the latest, where neighboring black locust saplings were clipped, therefore, neither the mortality rates nor the changes in biometric data provided satisfactory proof to confirm our fourth hypothesis that oak sapling development will be the highest where black locust saplings were clipped.

Conclusions

Considering the potential effects of summer drought and actual soil attributes on black locust sapling development we can agree with Belsky et al. (1993), who also stated, that herbivory (i.e., ungulate browsing) itself is just one of the many biotic and abiotic disturbance factors which can influence sapling growth. In some cases, the effects of abiotic factors on sapling survival could be much higher than ungulate browsing, even if ungulates can play a significant role in forest regeneration. This statement is in accordance with our result, that mortality rates of black locust saplings were statistically similar between the treatment and the control group (Table 3). Furthermore, changes in environmental conditions can induce completely different plant responses to herbivory (Hjältén et al. 1993). The negative effects of browsing on sapling development are strongly dependent on the shade tolerance of the species and the current intensity of competition from neighbours (Vandenbergh 2008). On the other hand, it seems that black locust saplings were not able to express their competitive ability in this short period. Therefore, the negative effects of black locust presence on

oak sapling conditions could be assumed, but a significant difference was not confirmed at any time. Allelopathic effects and soil nitrogen enrichment by black locusts could not be significant at the sapling life stage, due to unsatisfactory leaf development, which plays an important role in the allelopathic potential of the species through releasing allelopathic compounds by fallen leaves (Nasir et al 2005). The primary competitive advantage of black locust saplings might arise from their fast growth instead of their allelopathy in the early life stages, which was at least 1.5 times higher in clipped and 2 times higher in control black locust saplings than in oaks (Table 2). This trait makes them able to overgrow other plants under favorable circumstances. The different response of sessile oak and Turkey oak in black locust plots indicates potential microclimatic differences (especially light and moisture levels) among the vegetation plots as well, because the two oak species have slightly different optimum conditions for these factors (Cutini and Mercurio 2007), which can modify their survival.

The invasion of black locusts is strongly dependent on the actual light conditions on the forest floor which can drastically hinder its competitive success in moderate shade and summer drought. Hence, it seems that ungulate browsing plays a secondary role in steering competition between native oak species and non-native locust, and only delays the spread of this invasive species in temperate forests. Still, this selective browsing can function as a valuable ecosystem service of ungulates by mitigating black locust invasion; even has the potential to hinder its spread into native forest communities when abiotic conditions are suboptimal to black locusts.

Acknowledgement

This research was supported by the National Research, Development and Innovation Office in Hungary within the framework of the National Laboratory for Health Security programme (RRF-2.3.1-21-2022-00006).

References

- Åberg, J., Swenson, J.E., Angelstam, P. 2003: The habitat requirements of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in managed boreal forest and applicability of forest stand descriptions as a tool to identify suitable patches. *Forest Ecol. Manag.* 175(1–3): 437–444. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00144-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00144-5)
- Baraza, E., Zamora, R., Hódar, J.A., Gomez J.M. 2007: Plant-herbivore interaction: Beyond a binary vision. In: Pugnaire, F.I., Valladares, F. (Eds.): *Functional Plant Ecology*. 2nd ed., Publisher: CRC Press, USA, pp. 481–514. ISBN 9780849374883,
- Belsky, A.J., Walter, P.C., Cynthia, L.J., Gordon, A.F. 1993: Overcompensation by plants: herbivore optimization or red herring? *Evol. Ecol.* 7(1): 109–121. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01237737>
- Benesperi, R., Giuliani, C., Zanetti, S., Gennai, M., Lippi M. M., Guidi, T., Nascimbene, J., Foggi, B. 2012: Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. *Biodivers. Conserv.* 21: 3555–3568. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0380-5>
- Brooks, M.E., Kristensen, K., Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., Skaug, H.J., Maechler, M., Bolker, B.M. 2017: GLMM tmb Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9(2): 378–400. DOI: <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000240890>

- Burgiel, S.W., Muir, A.A. 2010: Invasive Species, Climate Change and Ecosystem-Based Adaptation: Addressing Multiple Drivers of Global Change. Global Invasive Species Programme (GISP), Washington DC, USA, and Nairobi, Kenya, 56 p.
- Canham, C.D., McAninch, J.B., Wood, D.M. 1994: Effects of the frequency, timing, and intensity of simulated browsing on growth and mortality of tree seedlings. *Can. J. Forest Res.* 24(4): 817–825. DOI: <https://doi.org/10.1139/x94-107>
- Chiarucci, A., Araújo, M.B., Decocq, G., Beierkuhlein, C., Fernandez-Palacios, J.M. 2010: The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *J. Veg. Sci.* 21(6): 1172–1178. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01218.x>
- Csorba, P., Ádám, Sz., Bartos-Elekes, Zs., Bata, T., Bede-Fazekas, Á., Czúcz, B., Csima, P., Csüllög, G., Fodor, N., Frisnyák, S. et al. 2018: Landscapes. In: Kocsis, K., Gercsák, G., Horváth, G., Keresztesi, Z., Nemerényi, Zs. (eds.): National atlas of Hungary: volume 2. Natural environment. Budapest, Hungary: Geographical Institute, Research Centre for Astronomy and Earth Sciences, pp. 112–129.
- Cutini, A., Mercurio, R. 1997: Growth and development of sessile oak (*Quercus petraea*) and Turkey oak (*Quercus cerris*) seedlings in response to varying light and soil moisture conditions. *Coenoses* 12(1): 27–32.
- Drexhage, M., Chauvière, M., Colin, F., Nielsen, N.N.C. 1999: Development of structural root architecture and allometry of *Quercus petraea*. *Can. J. Forest Res.* 29(5): 600–608. DOI: <https://doi.org/10.1139/x99-027>
- Erdős L. 1999: Ültetvényeszerű fatermesztés. In: Pápai, G. (Ed.): Erdőgazdák új könyve. Mezőgazda Publishing Inc: Budapest, Hungary, pp. 266–283.
- Fehér Á., Katona K. 2013: Akácrágás: vadkár vagy vadhatás? *Erdészeti Lapok* 148 (9): 278–281.
- Fehér, Á., Szabó, B., Centeri, Cs. 2014: Effects of soil properties and simulated browsing on oak-black locust competition in an oak-dominated forest. In: Čelkova, A. (ed): Proceedings of the 21st International Poster Day Transport of Water, Chemicals and Energy in the Soil-Plant-Atmosphere System, 2014, Bratislava, Slovakia, 13.11.2014, p. 62–67. ISBN 978-80-89139-33-0
- Fehér, Á., Szabó, B., Katona, K., Pósa, P., Centeri, Cs. 2016: Effects of soil structure, nutrient availability and humus content on vegetation dynamics in a Turkey oak-sessile oak forest, Hungary. In: Proceedings of the 15th Alps-Adria Scientific Workshop, 2016, Mali Lošinj, Croatia, 231–234. p. DOI: <https://doi.org/10.12666/Novenyterm.65.2016.Supp>
- Graham, R.T., Jain, T.B., Kingery, J.L. 2010: Ameliorating conflicts among deer, elk, cattle and/or other ungulates and other forest uses: a synthesis. *Forestry* 83(3): 245–255. DOI: <https://doi.org/10.1093/forestry/cpq003>
- GraphPad Software. GraphPad Prism version 6.01 for Windows. GraphPad Software Inc., La Jolla California USA, 2012, <https://www.graphpad.com> (accessed on 13/03/2016)
- Hartig, F. DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.5., 2022, <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA> (accessed on 13/03/2018)
- Hester, A.J., Millard, P., Gordon, J.B., Wendler R. 2004: How does timing of browsing affect above- and below-ground growth of *Betula pendula*, *Pinus sylvestris*, *Sorbus aucuparia*? *Oikos* 105 (3): 536–550. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12605.x>
- Hilton, G.M., Packham, J.R., Willis, A.J. 1987: Effects of experimental defoliation on a population of pedunculate oak (*Quercus robur* L.). *New Phytol.* 107(3): 603–612. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1987.tb02930.x>
- Hjältén, J., Danell, K., Ericson, L. 1993: Effects of simulated herbivory and in-traspecific competition on the compensatory ability of birches. *Ecology* 74(4): 1136–1142. DOI: <https://doi.org/10.2307/1940483>
- Huntley, J.C. 1990: *Robinia pseudoacacia* L. Black locust. In: Burns, R.M., Honkala, B.H., (Eds.): *Silvics of North America*, volume 2, hardwoods. Agric. Handb. 654. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, 755–761.
- International Commission for the Protection of the Danube River. The 2015 droughts in the Danube River basin. ICPDR, Austria, 2017.

- Kassambara, A. Cox Proportional Hazards Model. STHDA - Statistical tools for high-throughput data analysis, 2016. <http://www.sthda.com> (accessed on 1 January 2020)
- Katona, K., Kiss, M., Bleier, N., Székely, J., Nyeste, M., Kovács, V., Terhes, A., Fodor, Á., Olajos, T., Rasztoivits, E., Szemethy, L. 2013: Ungulate browsing shapes climate change impacts on forest biodiversity in Hungary. *Biodiv. Conserv.* 22 (5): 1167–1180. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0490-8>
- Kátai, J. 2013: Applied Soil Science. University of Debrecen, Service Sciences Methodology Centre, Debrecen, Hungary
- Köstler, J.N., Brückner, E., Bibelriether, E. 1968: Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg, Germany.
- Kullberg, Y., Welander, N.T. 2003: Effects of simulated winter browsing and drought on growth of *Quercus robur* L. seedlings during establishment. *Forest Ecol. Manag.* 173(1–3): 125–133. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00017-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00017-8)
- Lüdecke, D., Ben-Sachar, M.S., Patil, I., Waggoner, P., Makowski, D. 2021: Performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software* 6(60): 3139. DOI: <https://doi.org/10.21105/joss.03139>
- Mantovani, D., Veste, M., Freese, D. 2014: Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) ecophysiological and morphological adaptations to drought and their consequence on biomass production and water-use efficiency. *New Zeal. J. For. Sci.* 44: 29. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40490-014-0029-0>
- Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K., Székely, J. 2004: Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. *J. Wildlife Manage.* 68(4): 879–888. DOI: [https://doi.org/10.2193/0022-541X\(2004\)068\[0879:RUBRDI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2193/0022-541X(2004)068[0879:RUBRDI]2.0.CO;2)
- Moshki, A., Lamersdorf, N.P. 2011: Symbiotic nitrogen fixation in black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) seedlings from four seed sources. *J. Forestry Res.* 22(4): 689. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-011-0212-6>
- Nasir, H., Iqbal, Z., Hiradate, S., Fujii, Y. 2005: Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. *J. Chem. Ecol.* 31(9): 2179–2192. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10886-005-6084-5>
- Nicolescu, V.N., Rédei, K., Mason, W.L., et al. 2020: Ecology, growth and management of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), a non-native species integrated into European forests. *J. Forestry Res.* 31(4): 1081–1101. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01116-8>
- Oliver, C.D., Osawa, A., Camp, A. 1998: Forest dynamics and resulting animal and plant population changes at the stand and landscape levels. *J. Sustain. Forest.*, 6(3-4): 281–312. https://doi.org/10.1300/J091v06n03_05
- R Development Core Team. A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, 2019, Vienna, Austria.
- Reynolds, L.H., Rajaniemi, K.T. 2007: Plant interactions: Competition. In: Pugnaire, F.I., Valladares, F. (Eds.): *Functional Plant Ecology*. 2nd ed., Publisher: CRC Press, USA, 2007, pp. 457–480.
- Richardson, D.M., Rejmánek, M. 2011: Trees and shrubs as invasive alien species - a global review. *Divers. Distrib.* 17(5): 788–809. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>
- Shen, X., Bourg, N.A., McShea, W.J., Turner B.L. 2016: Long-term effects of white-tailed deer exclusion on the invasion of exotic plants: A case study in a Mid-Atlantic temperate forest. *PLoS ONE* 11(3): e0151825. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151825>
- Silaeva, T., Andreychev, A., Kiyaykina, O., Balčiauskas, L. 2021: Taxonomic and ecological composition of forest stands inhabited by forest dormouse *Dryomys nitedula* (Rodentia: Gliridae) in the Middle Volga. *Biologia* 76(5): 1475–1482. DOI: <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00651-3>
- Therneau, T. *coxme: mixed effects Cox models*. R package version 2.2-3. 2022, Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Vandenbergh, C., Freléchoux, F., Buttler, A. 2008: The influence of competition from herbaceous vegetation and shade on simulated browsing tolerance of coniferous and deciduous saplings. *Oikos* 117(3): 415–423. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16264.x>

- Vítková, M., Sádlo, J., Rolecek, J., Petřík, P., Sitzia, T., Müllerová, J., Pysek, P. 2020: Robinia pseudoacacia-dominated vegetation types of Southern Europe: Species composition, history, distribution and management. *Sci. Total Environ.* 707, 134857. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134857>
- Vítková, M., Tonika, J., Müllerová, J. 2015: Black locust—Successful invader of a wide range of soil conditions. *Sci. Total Environ.* 505: 315–328. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.104>
- Wang, B., Liu, G., Xue, S. 2012: Effect of black locust (*Robinia pseudoacacia*) on soil chemical and microbiological properties in the eroded hilly area of Chi-na's Loess Plateau. *Environ. Earth Sci.* 65: 597–607. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1107-8>

Vadrágás hatása az akácok versenyképességére egy mérsékelt égövi tölgyesben

FEHÉR Á.¹, CENTERI Cs.^{2,3}, KELLER B.², KATONA K.^{1,3,*}

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet,
Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék
2100-Gödöllő Páter Károly utca 1., e-mail: katona.krisztian@uni-mate.hu

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet,
Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100-Gödöllő Páter K. u. 1., e-mail: centeri.csaba@uni-mate.hu, bogi87@gmail.com

³Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
2100-Gödöllő, Páter Károly u. 1., e-mail: katona.krisztian@uni-mate.hu, centeri.csaba@uni-mate.hu

Kulcsszavak: kerítés; növényi kompetíció, *Robinia pseudoacacia*; csertölgy; szimulált vadrágás; nitrogén a talajban

Összefoglalás: Az olyan inváziós fajok, mint a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), számos problémát okoznak az európai természetközeli erdők megőrzésében. A csülkös vadfajok szelektív rágása kiemelt szabályozó tényező lehet a fehér akác terjedésének megállításában is. Egy 4 éves kísérletet végeztünk egy magyarországi csertölgy (*Quercus cerris*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) elegyes erdő-részlet bekerített területén, hogy 1) értékeljük az akáccsemeték rövidtávú reakcióit a szimulált vadrágásra; 2) meghatározzuk a vadrágás és a talajviszonyok hatását az akác- és a tölgycsemeték közötti kompetícióra. Feltételeztük, hogy a szimulált vadrágás kezelések csökkentik a fehér akác növekedését és vitalitását, valamint közvetve fokozzák a tölgycsemeték fejlődését. A kezelt és kontroll akáccsemeték, illetve akáccsemeték nélkül álló tölgy-csemeték elkülönítésére parcellákat jelöltünk ki a vadkizárás területén. Az első, 2014 szeptemberben végzett kezelések után a kezelt akácok kompenzálták a magasság- és a hajtásvesztésüket. A 2015-ös nyári aszály csökkentette a fehér akácok túlélését, függetlenül a kezeléstől, és sok csemete elpusztult a korábban elfoglalt parcellákról. Emellett a 2015 szeptemberben végzett második kezelés jelentősen lelassította a növekedésüket, pár esetben megállította azt. A talaj nitrogéntartalma nem volt magasabb az akácos parcellákban, ugyanakkor az alacsony pH és a jelentős talajtömörődés korlátozó tényező lehetett valamennyi csemete számára. Eredményeink nem erősítették meg a fehér akácnak a tölgycsemeték fejlődésére gyakorolt szignifikáns gátló hatását sem a kezelt-, sem a kontroll akác parcellákon, továbbá a kocsánytalan tölgy növekedési üteme magasabb volt az akácos parcellákon az ugyanott megtalálható csertölgyekéhez képest. Feltételezhető, hogy ez esetben a rágás csak egy másodlagos zavaró tényező, amely befolyásolja ugyan a fehér akácok növekedését és versenyképességét, de csak egy erős aszályos időszakot követő ismételt vadrágás képes megakadályozni, hogy a fehér akác csemeték kompenzálják a veszteségeiket.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



A klímaváltozás vízmérlegre gyakorolt hatásának előrejelzése egy gyepborítású tesztparcellán

HERCEG ANDRÁS, KALICZ PÉTER, GRIBOVSZKI ZOLTÁN

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai és Kultúrmérnöki Intézet;

e-mail: herceg.andras@uni-sopron.hu; kalicz.peter@uni-sopron.hu; gribovszki.zoltan@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: vízmérleg, talajnedvesség, evapotranszpiráció, hasznosítható víz, liziméter, regionális klímamodell

Összefoglalás: A napjainkban is zajló klímaváltozás Európában statisztikailag is jelentős felmelegedéssel jellemezhető minden évszakban. Az emelkedő hőmérséklet a hidrológiai cikluson keresztül a csapadékintenzitásra is hatással van, így a csapadék eloszlásának és mennyiségének feltételezett változásai és a folyamatosan növekvő hőmérséklet miatt a növények vízfelhasználásának aránya megnövekedhet, vagyis a növényzet klímaváltozáshoz való alkalmazkodóképessége kulcskérdés. Jelen cikkben a klímaváltozás hidrológiai hatásait vizsgáltuk egy specifikus ausztriai mezőgazdasági terület tipikus környezeti feltételei mellett. Ehhez (1) egy havi időlépcsős, egyszerű Thornthwaite-típusú vízmérlegmodellt fejlesztettünk ki és (2) a modell segítségével a vízmérleg összetevőinek a 21. századra való előrejelzését végeztük el (a) normál gyökérmélység (jelenlegi állapot), és (b) egy (hipotetikus) megnövelt gyökérmélység esetére, ami a növényzet felmelegedéshez való adaptációs potenciálját reprezentálja. A fő célok elérésének érdekében a modellt, helyi referenciaadatokkal kalibráltuk és validáltuk. Az alkalmazott modell kulcsparamétere a talaj víztározó kapacitása (SOILMAX), amit a gyökérmélység felhasználásával fejeztünk ki. Ez utóbbit a rendelkezésre álló evapotranszpirációs és talajfizikai tulajdonságok segítségével kalibráltuk. A kalibrált modellt, négy korrigált regionális klímamodell adatainak felhasználásával, előrejelzésre alkalmaztuk. A normál gyökérmélységgel történt modellfuttatás a 21. század végére az evapotranszpirációra és talajnedvességre emelkedő, ugyanakkor a talajnedvesség-minimumokra csökkenő éves átlagokat eredményezett. A havi értékek azonban rámutattak, hogy a 21. század végére a talajnedvességben csökkenés prognosztizálható a vegetációs időszakban. A kiválasztott mezőgazdasági terület növényzete a modellfuttatások szerint sikeresen alkalmazkodhat a növekvő szárazságstresszhez, gyökérzetének lehetséges maximumához való növelésével.

Bevezetés

A klímaváltozás legfontosabb jellemzője az átlaghőmérséklet globális emelkedése (globális felmelegedés). A 20. század folyamán a hőmérséklet 0,6 °C-kal emelkedett, és a következő évtizedekben annak további emelkedése prognosztizálható (IPCC 2022). Az egyszerűbb klímaforgatókönyvek (amelyek a felmelegedést mérséklő hatásokat figyelmen kívül hagyják) 3,7 °C–4,8 °C-os hőmérséklet-emelkedést jeleznek előre az iparosodás előtti állapotokhoz képest. A magasabb hőmérséklet egyúttal magasabb energiapotenciált jelent az atmoszférában, így ez a növekedés hatással lesz a hidrológiai ciklusra. A prognosztizált hatások konkrétan a csapadékeloszlás és az evapotranszpirációs folyamatok változását jelentik (Sun et al. 2010). Következésképpen

a heves viharok, de ugyanakkor az aszályok, mint extrémítások valószínűsége is gyakoribbá válik (IPCC 2022). Ezen hatások értelemszerűen jelentősen befolyásolják az ökoszisztémát.

A leírtakból világosan látszik, hogy a klímaváltozás vízkörforgalom elemeire gyakorolt hatásának kiértékelése kulcsfontosságú (IPCC 2007). Vízmérlegmodellek hatás-elemző tanulmányai (pl. Keables és Mehta 2010, Lutz et al. 2010, Mohammed et al. 2012, Remrová és Císleřová 2010, Zamfir 2014) rámutattak, hogy az evapotranszspiráció feltételezhetően fokozódni, míg a talajnedvesség-tartalom valószínűleg csökkenni fog a jövőben a prognosztizált hőmérséklet-emelkedés és a csökkenő csapadék miatt, vagyis a vízhiány gyakoribbá válik a 21. század vége felé.

Marchfeld (Morva-mező), Ausztria keleti részének egyik fő, hagyományosan szántóföldi növénytermesztéssel hasznosított mezőgazdasági területe (kb. 1000 km²), és egyúttal Ausztria egyik legszárazabb régiója (Eitzinger et al. 2013). A területre a szubhumid klíma jellemző 10 °C-os éves átlaghőmérséklettel és 550 mm éves csapadékoszeggel (Götz et al. 2000). Amíg a nyarak tipikusan forróak és szárazak, addig a telek főleg hidegek, jellemzően kemény fagyokkal, de limitált hóréteggel (Götz et al. 2000). A régióban sötét színű, termékeny csernozjom talaj található (Götz et al. 2000). Az általában véve kedvező környezeti feltételek ellenére a terület szárazságstresszre hajlamos. A számított éves átlagos referencia evapotranszspiráció értéke 830 mm volt 1990–2013 között (sz.k. Reinhard Nolz). A vízhiány miatt tehát a mezőgazdasági területek régre visszanyúló tradíciója azok öntözése, biztosítva a megfelelő talajvízkörülményeket a növénytermesztéshez. A jövőre nézve a fentebb említett klímaváltozás indukálta hatásokat figyelembe véve az öntözés egyre fontosabbá válik (Nachtnebel et al. 2014).

A marchfeldi kutatásokat a szárazságstressz kontextusában bemutató publikációk között főleg gabonára vonatkozó szimulációkat találunk (alapvetően téli búza) (Eitzinger et al. 2003, Eitzinger et al. 2013, Strauss et al. 2012, Thaler et al. 2012). Marchfeld bizonyos részei azonban gyepterületek, és ismereteink szerint nincs a klímaváltozás hatását vizsgáló olyan tanulmány, ami ezen a területen, erre a felszínborításra vonatkozik. Jelen kutatás fő kérdése ezért a következő: hogyan változik a gyepterület vízhiánya a jövőben?

Jelen cikk fő célja egy jól ismert Thornthwaite típusú vízmérlegmodell továbbfejlesztése és optimalizálása az evapotranszspiráció és talajnedvesség számítására, amely könnyen beszerezhető klímaadatokon alapszik (Dingman 2002, Thornthwaite és Mather 1955), és a modell helyi környezeti feltételekre való kalibrációja és validációja nagy pontosságú lizimétermérések (Nolz et al. 2016) segítségével történik. Egy korábbi tanulmány keretében ennek a Thornthwaite típusú vízmérleg modellnek egy erdős területre, valamint egy vegyes felszínborítású parcellára optimalizált, MODIS adatok segítségével kalibrált korábbi változata már publikálásra került (Herceg et al. 2016). Jelen cikk előrejelzést is ad a jövőbeni evapotranszspirációra és talajnedvességre a Marchfeld térségében egy gyepterületre vonatkozóan.

Az előrejelzéshez klímaadatok szükségesek, mint bemeneti paraméterek, melyek globális klímamodellekből leskálázott regionális klímamodellekből (továbbiakban

RCM = Regional Climate Model) származnak. Az adatbázis a 21. századot három időintervallumra (vizsgálati időszakra) osztva fedi le (2015–2045; 2045–2075; 2070–2100).

A prediktált csapadékot és evapotranszpirációt figyelembe véve a talajnedvesség egy egyszerű vízmérlegmodell segítségével számítható. Ennek megvalósítására két külön szempontot különítettünk el: Az előrejelzések bizonytalanságának figyelembevétele céljából (pl. a különböző klímaadatbázisok közti eltérések) a szükséges inputadatokat négy RCM-ből használtuk fel. A másik szempont a növények vízfelvétele és a szárazságstressz volt. A szimulációkhoz a gyökérszóna mélységét figyelembe véve, két alapfeltételt különítettünk el. Az első futtatás a kalibrációs időszak alatti gyökérmélységet jelenti a liziméterben (növényzet alap gyökérmélysége). A második futtatás azon a feltételezésen alapult, hogy a növényzet képes lesz gyökérszónájának a megnövekedésére, mint szárazságstresszhez való alkalmazkodási stratégia, hozzáférve ezáltal egy jelentősebb talajnedvesség-készlethez (kiterjesztett gyökérmélység).

Mind az alap, mind a kiterjesztett gyökérmélység esetén potenciális szárazságstressz feltételeket határoztunk meg. A talajban, valamint a biomasszában való változás jelen tanulmány keretében nem került figyelembevételre.

A tanulmány újdonságát jelenti egyrészt a kétlépcsős kalibrációs folyamat az evapotranszpiráció meghatározására (potenciális és külön az aktuális evapotranszpiráció kalibrációja), másrészt a törtvonalú regressziós eljárás alkalmazása a potenciális párolgás esetén.

A modell fő előnye, hogy kevés bemeneti paramétert igényel (csapadék, hőmérséklet), ezért regionális szintre könnyen kiterjeszhető. A vízmérlegmodell egyszerűsége biztosítja a klímaváltozás gyors hatáselemzését az evapotranszpirációra és a talajnedvesség tározókapacitására nézve, emellett jelentősen kevesebb munkaigénnyel jár a bemeneti adatfeldolgozása szempontjából a komplex modellekkel összehasonlítva. Mivel csak két inputparamétert igényel az alkalmazott modell, így jóval egyszerűbb a bizonytalanság analízisének az elvégzése.

Anyag és módszer

Kutatási terület és adatbázis

A modell bemenetét képező alapadatok az Universität für Bodenkultur Wien, Groß-Enzersdorfi kísérleti farmjáról származnak (48°12'N, 16°34'E; 157 m). Az ausztriai helyszínt az indokolta, hogy a modell kalibrálásához megfelelő minőségű adatok onnan álltak rendelkezésre. Maga a kutatási terület a Marchfeld klímakörülményeit reprezentálja. A kísérleti farmon található az ausztriai "Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG)" meteorológiai állomás, ahol a meteorológiai adatok (léghőmérséklet, csapadék, relatív páratartalom, globális sugárzás, szélesség 10m-es magasságban) a WMO (World Meteorological Organization) szabvány szerint kerülnek rögzítésre (Nolz et al. 2016).

A kísérleti farmon egy 1983-ban létesített liziméter segítségével határozták meg a talajvízmérleg összetevőit, egy másik liziméter pedig méri a felszíni evapotranszpirációt, talajprofil víztartalmat és a vízelvezetést annak alsó kimenetén (Neuwirth és Mottl 1983). Ez egy 1,9 m átmérőjű hengeres edény, 2,85 m² felszíni területtel, 2,5 méteres maximális félgömb aljzattal. A telepítés alatt a talajprofil a következő módon hozták létre:

- homokos vályog (0–140 cm) (30% homok, 50% iszap, 20% agyag; porozitás 43%)
- kavics (140–250 cm) (főleg nagy pórusmérettel és elhanyagolható víztartókapacitással).

A talaj fizikai jellemzők és az abból adódó hidrológiai tulajdonságok képezték a modellfuttatások alapját.

A liziméter és annak környezete körülbelül 50m × 50m-es területen folyamatos gyepterítésű. A gyepet havonta kétszer nyírják le a vegetációs időszakban, és hetente kétszer öntözik nyáron, de előfordul hosszabb-rövidebb öntözés és csapadék nélküli időszak is (megközelítőleg 3 hét a vegetációs időszakban). Így alapvetően jó vízellátottságról beszélhetünk a vegetációs időszakban, de vízhiányos (vagyis nem referencia) feltételek szintén előfordulnak. A terület karbantartását gyomtalanítással és trágyázással biztosítják.

Az evapotranszpiráció ($ET_{O_{LYS}}$) meghatározása a liziméterben lévő talajvízkészlet (W_{LYS}) és az alsó részen távozó vízmennyiség (mint amely a mélybeszivárgást reprezentálja) (W_{DRAIN}), a csapadék (P_{LYS}) és az öntözés (I_{LYS}) segítségével történt.

W_{LYS} kiszámításához, a liziméter névleges tömegének mérése történt. A tömeget a mechanikus rendszer egy elektronikus mérőcellára transzformálta, ± 0.2 kg-os mérési pontossággal (Nolz *et al.* 2013a). 2004–2009 között a mintavételezési intervallum 15, míg 2009 és 2011 között 10 perces volt.

A nyers adatokat névleges tömeggé konvertálták (kg) egy kalibrációs faktor felhasználásával (Nolz *et al.* 2013a). A kalibrált mérési adatok kg-ban kifejezett relatív liziméter tömeget reprezentálnak, úgy definiálva, mint jelenlegi tömeg mínusz ismeretlen referencia tömeg. Következésképpen csak a tömegváltozást határozták meg. A névleges tömeget, a felszíni területtel elosztva kapható meg a talajvíz ekvivalens (W_{LYS} (mm)). Az elfolyó vizet billenőedény segítségével mérték a liziméter alján (a mérési adatokkal azonos időintervallumban). Kalibrációs faktor segítségével a billenések számát kifolyási adatokra konvertálták (Nolz *et al.* 2013a). A felszíni területtel elosztva kapható meg az elfolyó víz (W_{DRAIN} (mm)). A talajnedvességet és az elfolyó vízmennyiséget egy névleges idősorhoz kapcsolták ($W_{LYS} + W_{DRAIN}$), amely egy specifikus eljárás segítségével került finomításra (Nolz *et al.* 2013b, Nolz *et al.* 2014).

Az (1) egyenlet a mért ($W_{LYS} + W_{DRAIN}$) és az ismeretlen ($P_{LYS}, I_{LYS}, ET_{O_{LYS}}$) vízmérleg elemek közötti összefüggést mutatja:

$$\Delta(W_{LYS} + W_{DRAIN}) = (P_{LYS} + I_{LYS}) - ETO_{LYS} \quad (1)$$

ahol $\Delta(W_{LYS} + W_{DRAIN})$ talajvízváltozás, talaj nedvességváltozás és mikrobészivárgás a határfluxus következtében (evapotranszpiráció (ETO_{LYS}), csapadék (P_{LYS}), öntözés (I_{LYS})).

Következésképpen, $\Delta(W_{LYS} + W_{DRAIN})$ negatív értékeit (10 vagy 15 perces időintervallum) az evapotranszpirációnak tulajdonították (Nolz et al., 2014). Az evaporációt és az intercepció veszteséget elkülönítetten nem számolták (vagyis beleértették az ETO_{LYS} -be). ETO_{LYS} -t napi idősorral alakították (ETO_{LYS} (mm · d⁻¹). Végül pedig a 2004 és 2011 közötti párolgás és meteorológiai adatokat is egyaránt havi értékekké alakították.

Modell leírása

A Thornthwaite típusú vízmérleg modell egy 1D-s rendszer, amely csak a vertikális fluxust veszi figyelembe. Az eredeti modellben a bemeneti paraméterek a havi csapadék (PM) (mm hónap⁻¹) és a havi átlaghőmérséklet (TM) (°C) (Thornthwaite 1955). Jelen kutatásban a Dingman (2002) által módosított változat szolgált alapként. A modell bemeneti adatai (2004–2011 közötti havi átlagok) a Groß-Enzersdorfer kísérleti farmról származnak. Kiemelendő, hogy a liziméter öntözésére fordított vízmennyiség a csapadék inputhoz került hozzáadásra.

A modellépítés első lépése a potenciális evapotranszpiráció (PET) meghatározása volt. Ehhez egy hőmérséklet alapú PET modell került felhasználásra (Hamon 1964) (2. egyenlet).

$$PET_H = 29,8D \frac{e^*}{T_D + 273,2} \quad (2)$$

ahol

$$e^* = 0,611 \exp \frac{17,3T_D}{T_D + 273,2} \quad (3)$$

ahol D a napsütéses órák száma (h · nap⁻¹), T_D a napi átlaghőmérséklet (°C), e^* a telítési párányomás (kPa).

A napi időléptékű PET_H értékekből havi összegek képzése történt, amelyet PET_{MH} (mm hónap⁻¹).

Jelen alfejezet egyenletei (4–10. egyenlet) Dingman könyvéből kerültek átvételre (Dingman 2002): Ha a havi csapadék P_M meghaladja PET_H értékét, akkor bizonyos, hogy a növényzet számára elegendő vízmennyiség biztosítható a megújuló talajnedvesség vízkészletéből elegendő biztosítható, ezért az ET potenciális értéknek tekinthető (4. egyenlet).

$$\text{Ha: } P_M \geq PET_{MH} \quad (4)$$

$$\text{Akkor: } ET_M = PET_{MH} \quad (5)$$

$$SOIL_M = \min\{(P_M - ET_M) + SOIL_{M-1}, SOIL_{MAX}\} \quad (6)$$

ahol ET_M a havi aktuális evapotranszpiráció és $SOIL_M$ a vegetáció számára elérhető havi talajnedvesség mennyiségét jelenti (vagyis nem a teljes talajban tárolt vízmennyiséget). $SOIL_{MAX}$ ($\text{mm} \cdot \text{hónap}^{-1}$) a liziméterben lévő talaj víztartóképeségi paramétereinek és a gyökérmélységnek a figyelembevételével került bevezetésre:

$$SOIL_{MAX} = (\theta_{fc} - \theta_{pwp})z_{rz} \quad (7)$$

ahol θ_{fc} a szántóföldi vízkapacitás (m^3/m^3), θ_{pwp} hervadásponyi víztartalom (m^3/m^3) és z_{rz} a gyökérmélység (a gyökérszóna mm-ben kifejezett vertikális kiterjedése), amelynek alapértéke 1000 mm.

ET_M és $SOIL_M$ jelen kutatás eredményparamétereit jelenti.

A modellfuttatás során, $SOIL_{M-1}$ kezdő értéke a lehetséges maximumra lett beállítva, vagyis a talajvíz tározókapacitására ($SOIL_{MAX}$).

θ_{fc} és θ_{pwp} értékeinek becslése a liziméterben lévő talajtextúra ismeretében pF görbe felhasználásával történt (Baumer 1992).

A talajnedvesség, mint rezervoár az evapotranszpirációhoz került felhasználásra a következő feltétel esetén:

$$P_M < PET_{MH} \quad (8)$$

$$\text{majd: } ET_M = P_M + \Delta SOIL \quad (9)$$

$$\text{ahol: } \Delta SOIL = SOIL_{M-1} - SOIL_M =$$

$$SOIL_{M-1} * \left(1 - \exp\left(-\frac{PET_{MH} - P_M}{SOIL_{MAX}}\right)\right) \quad (10)$$

ahol $\Delta SOIL$: talajnedvesség változás értéke (mm)

Modellkalibráció és validáció

A kalibráció és a validáció alapjául a gyepborítású liziméter evapotranszspirációs adatai szolgáltak.

A liziméter esetén a lefolyás nem valószínű, ezért itt inkább liziméterből történő mélybeszivárgással (ez jelképezné a talajvíz-utánpótlódást) számolhatunk a következő egyenletnek megfelelően:

$$R = P_M - ET_M - \Delta SOIL \quad (11)$$

Az egyenlet az átlagos havi „víztöbbletként” értelmezhető (tehát az utánpótlódás és a lefolyás számára elérhető vízmennyiség) (Dingman 2002 pp. 316).

A rendelkezésre álló teljes idősort (2004–2011) két részre osztottuk fel, ahol az első fele (2004–2008) a kalibrációra, míg a második (2009–2011) a validációra lett felhasználva.

A kalibráció első lépése a potenciális párolgás kalibrációja volt az aktuális felszínborításra (az a periódus, amikor a potenciális evapotranszspirációs értékek közeliak voltak az aktuális evapotranszspirációhoz) ET_{OLYS} értékek felhasználásával, jó vízelátottság (relatív nagy talajnedvesség) esetén. Ez a kondíció akkor áll fenn, amikor a csapadék (P_M) meghaladja a potenciális evapotranszspirációt (PET_{MH}), vagy az aktuális evapotranszspiráció (ET_{OLYS}) értéke nagyobb, mint a potenciális evapotranszspiráció (PET_{MH}).

Az így kiválasztott ET_{OLYS} értékek jelölése: PET_{OLYS} . A mért PET_{OLYS} értékek (függő változó) és a számolt PET_{MH} értékek (független változó) között összefüggést határoztunk meg.

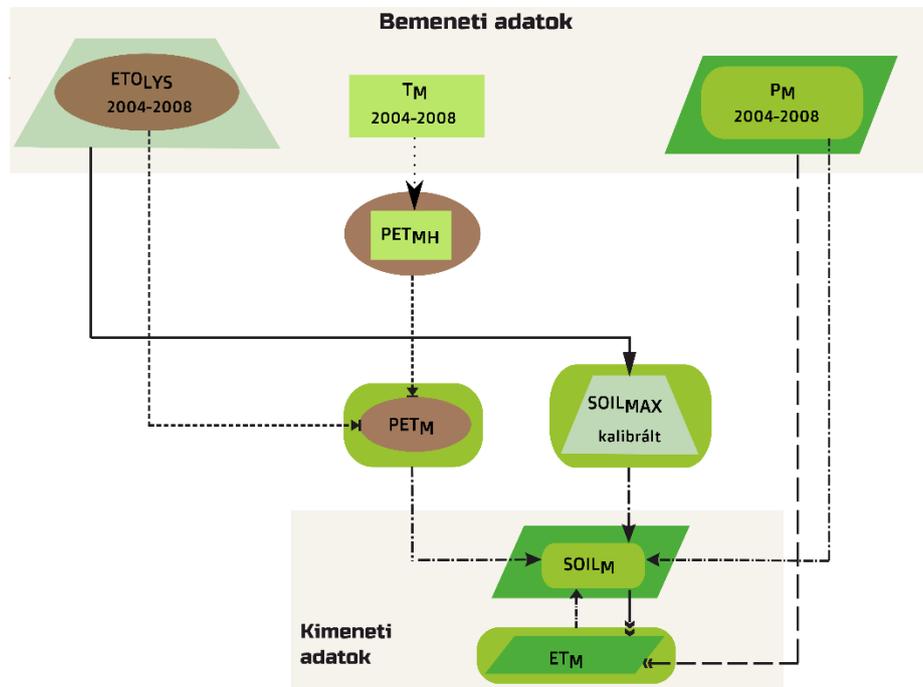
A regressziós vonal mutatja a PET_{MH} és PET_{OLYS} közötti összefüggést és a törtvonalú regresszió meredekségével – mint kalibrációs paraméterrel – határozható meg a kalibrált Hamon-féle potenciális evapotranszspiráció (PET_M) (2. ábra). Itt kell kiemelni, hogy PET_{MH} (2. egyenlet) globálisan kalibrált és számolt paraméter, míg PET_M lokálisan, a kutatási területre kalibrált potenciális evapotranszspiráció. A vegetációváltozó állapota miatt a nyugalmi időszak, és a vegetációs időszak PET értéke eltérő, ezért különböző összefüggést kell a két rész között kialakítani (Rao et al. 2011). Ennek megvalósítására a 'segmented' nevű szoftvercsomag került felhasználásra, 'R' programkörnyezetben (R Core Team 2012). A modellek szegmentált lineáris kapcsolatot hoznak létre a függő és a független változó között.

Ez a lineáris kapcsolat két vagy több egyenes vonalként jelenik meg, amelyek egy töréspontnak nevezett értéknél kapcsolódnak össze (Muggeo 2008). A törtvonalú regresszió alkalmazásának oka, hogy PET_{MH} és PET_{OLYS} közötti korreláció egyetlen regressziós vonallal történő meghatározása problémás (azaz jelentős a két paraméter közötti illeszkedéshiány).

A kalibráció második lépése a kalibrált $SOIL_{MAX}$ értékének meghatározása ET_{OLYS} adatok felhasználásával, szintén a 2004–2008-as periódusra. Ebben az esetben az először becsült $SOIL_{MAX}$ paraméter került beállításra, ET_{OLYS} és ET_M közötti négyzetes középhiba minimalizálásával ('optim' függvény, 'R' szoftver). A beállítás határértéke

10 és 1000 mm közötti. A $SOIL_{MAX}$ értékéből kiindulva, a kalibráció után a gyökérszóna vertikális kiterjedése (növényi vízfelvétel) inverz módon került becslésre a talajtextúra adatok alapján. A számítás részletei a *Modellbeállítás* című alfejezetben találhatóak.

A kalibrációs paramétereket, a validációs időszak adatait felhasználva, a futtatott modelnél vettük figyelembe.



1. ábra. A modellezési munkafolyamat sematikus ábrája, bemutató az input paraméterek, a számolt és kalibrált paraméterek, valamint a kimeneti adatok közötti összefüggést. Paraméterek: ET_{OLYS} : mért aktuális evapotranspiráció; PET_{MH} : Hamon-féle potenciális evapotranspiráció; PET_M : kalibrált potenciális evapotranspiráció; ET_M : aktuális evapotranspiráció, $SOIL_{MAX}$: a talaj kalibrált talajvíz tározkapacitása, és $SOIL_M$: a talajnedvesség. A különböző alakzatok, a különböző nyíltípusok az alkalmazott paraméterek közötti kapcsolatokat illusztrálják a modell munkafolyamat alatt

Figure 1. The workflow's schematic figure of the modelling process with the relationships between input data, calculated and calibrated parameters, as well as output data. The parameters are the following: ET_{OLYS} is the measured actual evapotranspiration; PET_{MH} is the Hamon type potential evapotranspiration; PET_M is the calibrated potential evapotranspiration; ET_M is the actual evapotranspiration, $SOIL_{MAX}$ CALIBRATED is the calibrated soil water storage-capacity of the soil, and $SOIL_M$ is the soil moisture. The different shapes and arrows demonstrate the connections between the used parameters during the model workflow

Modellteljesítmény kiértékelése

A modell teljesítményének kiértékelésére a Nash-Sutcliffe kritériumot alkalmaztuk, amely tipikusan a hidrológiai modellek kalibrálásához és validálásához használatos. A módszer konkrétan olyan modellekhez alkalmazható, amelyek különböző időszakra szimulálnak folytonos idősorokat (Dingman 2002). Egy modell akkor teljesít megfelelően, amikor a Nash-Sutcliffe koefficiens (NSE), 12. egyenlet szerint meghatározott értéke 0,8–1,0 közötti.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (ETO_{LYS_i} - ET_{M_i})^2}{\sum_{i=1}^N (ETO_{LYS_i} - m_{ETO_{LYS}})^2} \quad (12)$$

ETO_{LYS_i} : mért értékek időszora, ET_{M_i} : a kalkulált értékek időszora, $m_{ETO_{LYS}}$: ETO_{LYS} átlagos értéke a mérési időszakban.

Előrejelzési folyamat

Regionális klímamodellek (RCM-ek)

A modell validációjához a rendelkezésre álló adatsor (2004–2011) felosztására volt szükség kalibrációs időszakra (2004–2008) és validációs időszakra (2009–2011). Mindamellet az eredeti kalibrációs időszak az előrejelzéshez túl rövid volt, így a modellt a teljes adatsor felhasználásával újrafuttattuk. Ez az újrafuttatás tehát újrakalibrációt jelentett, ezáltal új, megbízhatóbb kalibrációs paramétereket kaptunk (5. táblázat). Megjegyzendő, hogy a nyugalmi időszakban kevés adat állt rendelkezésre (2. ábra).

ET_M és $SOIL_M$ jövőbeli alakulásának inputadatai: a törtvonalú regresszió egyenletei, a kalibrált $SOIL_{MAX}$ értéke, valamint az előrejelzett hőmérséklet és csapadékadatok voltak. Utóbbi két paraméter négy korrigált regionális klímamodell adatait jelenti. Az adatok a kutatási területhez legközelebb eső pixelről származnak. Az RCM-ek fő tulajdonságai az 1. táblázatban találhatóak. A modellfuttatásokhoz a „FORESEE” adatbázist használtuk, amely napi meteorológiai adatokat (minimum, maximum hőmérséklet és csapadék) tartalmaz 10 regionális klímamodell felhasználásával, 2015–2100 között, valamint mért adatokat az 1951–2009-es időszakra, $1/6 \times 1/6$ fokos térbeli felbontású rácshálóra interpolálva. Az RCM-ek korrigálása az eloszlásfüggvények illesztésén alapuló módszer (kvantilis illesztés vagy hisztogram kiegyenlítés) segítségével történt. A módszer az RCM eredményeinek szisztematikus hibáit korrigálta. A csapadék esetében az intenzitás és a frekvencia is javítva lett (Dobor et al. 2013).

A továbbiakban minden modellre, annak modellazonosítójával fogunk hivatkozni (1. táblázat első oszlopa).

Az RCM-ek időskálája a 2015–2100 közötti időszakot fedi le. A 21. század kiértékeléséhez négy fő vizsgálati periódust hoztunk létre: 1985–2015, 2015–2045, 2045–2075 és 2070–2100. Megjegyzendő, hogy az utolsó két periódusban 5 éves átfedés van.

1. táblázat. Az alkalmazott RCM-ek (Linden van der, Mitchell 2009)
 Table 1. The applied RCMs (Linden van der, Mitchell 2009)

Modell azonosító	Kutató intézet	Regionális klímamodell (RCM)	Általános cirkulációs modellek	Kibocsátási forgatókönyv	Térbeli felbontás
1	Max-Planck-Institute for Meteorology (MPI)*	REMO	ECHAM5	A1B	25km
2	Sweden's Meteorological and Hydrological Institute (SMHI)**	RCA	ECHAM5-r3	A1B	25km
3	Danish Meteorological Institute (DMI)***	HIRHAM5	ECHAM5	A1B	25km
4	Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI)****	RACMO2	ECHAM5-r3	A1B	25km

2. táblázat. A hőmérséklet és a csapadék éves átlagértékei a regionális klímamodellekből 1985–2100 között, a szórásértékkel a zárójelben. Az első vizsgálati periódusban (1985–2015), a mért átlagolt értékek találhatóak (zárójelben a szórással)

Table 2. Annual mean values of temperature and precipitation derived from the RCMs (1985–2100) with standard deviations in parentheses. In the first investigation period (1985–2015), the observation based averaged values (with standard deviations in parentheses) can be found

Modell azonosító	Paraméter	1985/2015	2015/2045	2045/2075	2070/2100
1	T [°C]	-	11,0 (0,92)	12,4 (0,89)	13,3 (0,88)
	P [mm]	-	653 (128)	635 (99)	692 (127)
2	T [°C]	-	10,9 (0,84)	12,1 (0,63)	13,0 (0,73)
	P [mm]	-	664 (106)	743 (116)	752 (122)
3	T [°C]	-	11,1 (0,78)	11,9 (0,87)	12,6 (0,73)
	P [mm]	-	587 (102)	634 (122)	653 (146)
4	T [°C]	-	11,3 (0,69)	12,3 (0,73)	13,2 (0,84)
	P [mm]	-	543 (127)	585 (126)	611 (115)
Átlag	T [°C]	11,1 (0,76)	11,1 (0,81)	12,2 (0,78)	13,0 (0,79)
	P [mm]	606 (98)	612 (116)	649 (116)	677 (127)

Az éves átlaghőmérséklet és a csapadék is emelkedő tendenciát mutatott (+15% (T) és +12% (P)) a 21. század végére (2. táblázat). '1' mutatja a legmagasabb, míg a '3' modell a legalacsonyabb értékeket a kutatási időszak végére. A csapadék előrejelzés tekintetében a '2' a legmagasabb a '4' pedig a legalacsonyabb értékeket prognosztizálja. Az átlagtól való eltérés tekintetében, a hőmérséklet esetén a '2', míg a csapadék szempontjából a '3' RCM előrejelzése mutatja a legminimálisabb értékeket. Megjegyzendő azonban, hogy Dobor et al. (2013) Közép-Európára az '1'-t tekintik a leginkább reprezentatívnak általában véve.

Minden időszakra és modellre vonatkozóan az alapvető leíró statisztikákat kiértékeltek.

Gyökérmélység paraméterezése szárazságstresszre

A liziméter esetén a homokos vályog talaj mélysége 1,4 m. A szárazságstresszre vonatkozó második modellfuttatás azzal a feltételezéssel történt, hogy a gyep a teljes homokos vályog talajprofilban tárolt vízmennyiséget fel tudja használni. Ebben az esetben z_{rz} paraméter (7. egyenlet) a maximális lehetséges gyökérmélységre (1400 milliméterre) lett kiterjesztve.

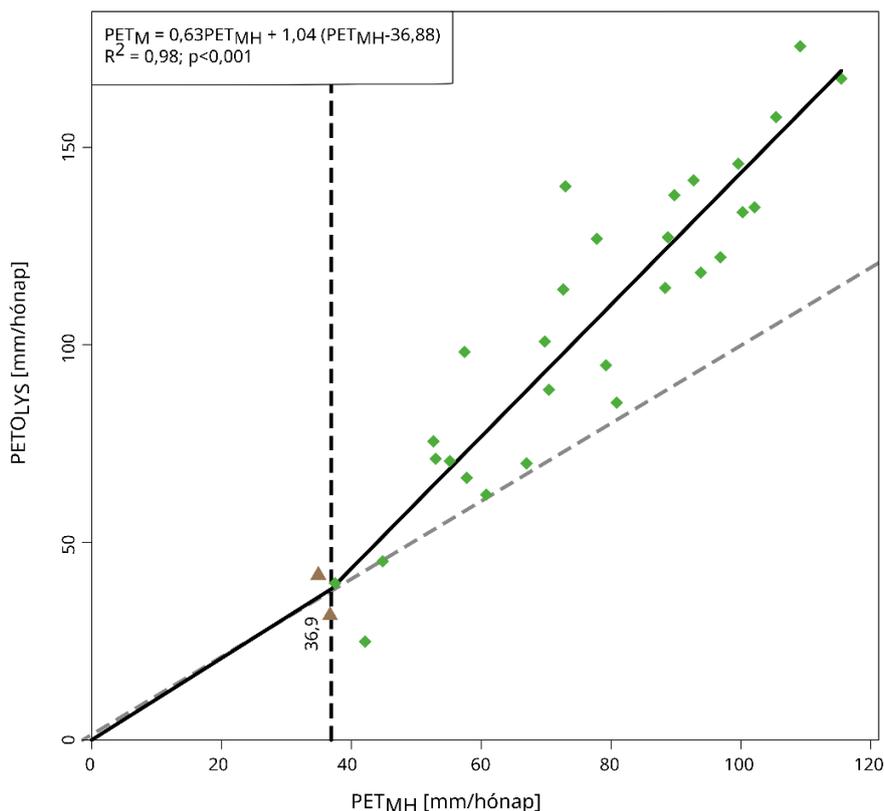
A potenciális szárazságstressz feltételek mind az alap, mind a kiterjesztett gyökérmélységre is meghatározására kerültek, amelyhez egy egyszerű vízmérlegmodellt használtunk. Az eredményei – amelyet a PET mínusz $SOIL_M$ képlettel kaptunk meg – a 8. ábrán láthatóak. Ha a kalkuláció eredménye pozitív, vagyis PET meghaladja $SOIL_M$ értékeit, akkor beszélünk potenciális szárazságstresszről.

Eredmények és megvitatásuk

Modellkalibráció és validáció

A Hamon PET modellel számolt PET_{MH} és a liziméter által mért $PET_{O_{LYS}}$ korrelációja (2. ábra) rámutatott, hogy PET_{MH} jelentősen alábecsül a mért adatokhoz képest.

A 2. ábrán a törésponttól (a vertikális szaggatott vonaltól) balra a nyugalmi időszakra, attól jobbra a vegetációs időszakra vonatkozik a korreláció. Megjegyzendő azonban, hogy csak 2 liziméter érték (háromszögek) köthető a nyugalmi időszakhoz, tehát jelentős konklúzió ez alapján nem vonható le. A szóban forgó 2. ábra, valamint a 3. táblázat korrelációs paramétereit használtuk a modell kalibrált potenciális evapotranszpiráció értékeinek (PET_M) meghatározásához.



2. ábra. PET_{OLYS} és PET_{MH} kapcsolata a nyugalmi időszakban (vertikális szaggatott vonaltól balra) és a vegetációs időszakban a trendvonalakkal (folytonos vonal), és az 1:1-es vonallal (szaggatott vonal)
 Figure 2. Relationship between PET_{MH} and PET_{OLYS} in dormant (from left of the dotted vertical line) and growing season, with trend lines (solid) and 1:1 line (dashed)

3. táblázat. A tört vonalú regresszió eredményei
 Table 3. Results of the broken-line regression

Szegmensek	Becsült meredekség	Std. hiba	t érték	Pr(> t)
Első	0,63	0,31	1,88	NA*
Második	1,04	0,34	3,35	$2,3 \cdot 10^{-4}$

NSE értéke 0,88 volt, amely az ET modell megfelelő teljesítményét mutatja.

A validációs időszakra (2009–2011), a meteorológiai adatok felhasználásával kalkulált ET_M , a mért liziméter adatokkal (ET_{OLYS}) kielégítő egyezést mutatott, ami szám szerint $NSE = 0,85$ értéket jelent (4. ábra). Megállapítható, hogy a globálisan kalibrált Hamon PET modellt kalibrálni javasolt, bár ez hasonló kutatásokban ritka (pl. Keables, Mehta 2010).

Modellbeállítás

A 7 éves teljes vizsgálati időszakra újrafuttatott, kalibrált (így megújult) $SOIL_{MAX}$ került felhasználásra az első modellfuttatás esetén (alap gyökérmélység) a gyökérmélység meghatározásához a θ_{fc} és θ_{pwp} paraméterek segítségével (4. táblázat).

$SOIL_{MAX}$ értéke a kalibráció után 142,4 mm volt, amiből $z_{rz} = 890$ mm következett (iteráció segítségével meghatározva). Az interpolációt iteratív módon végeztük a gyökér mélység helyének meghatározására a 126,2 mm és 161,0 mm közötti PAW értékek között (4. táblázat).

A második futtatás esetén (kiterjesztett gyökérmélység) $SOIL_{MAX}$ értéke 233,4 mm volt, amit úgy kaptunk, hogy a 0–140 cm közötti profil PAW értékét vettük $SOIL_{MAX}$ -nak. (4. táblázat). A modell segítségével tehát meghatározható a kiterjesztett gyökérmélység hatása, a növények felmelegedéshez való potenciális adaptációs stratégiájának kiértékeléséhez.

4. táblázat. A talajprofil fő tulajdonságai a liziméterben
Table 4. The main properties of the soil profile in the lysimeter

Mélység [cm]	θ_{fc} [térf-%]	θ_{pwp} [térf-%]	Diszponibilis víz (PAW) [térf-%]	Akk. PAW* [mm]
0–20	30,1	14,9	15,2	30,4
20–40	32,7	17,2	15,5	61,4
40–60	30,4	14,7	15,7	92,8
60–80	30,2	13,5	16,7	126,2
80–100	29,7	12,3	17,4	161,0
100–140	30,0	11,9	18,1	233,4
140–250	1,7	0,8	0,9	-**

*: Akkumulált hasznosítható (diszponibilis) víz (PAW), az adott talajrétegre összegzett mennyiség [mm]

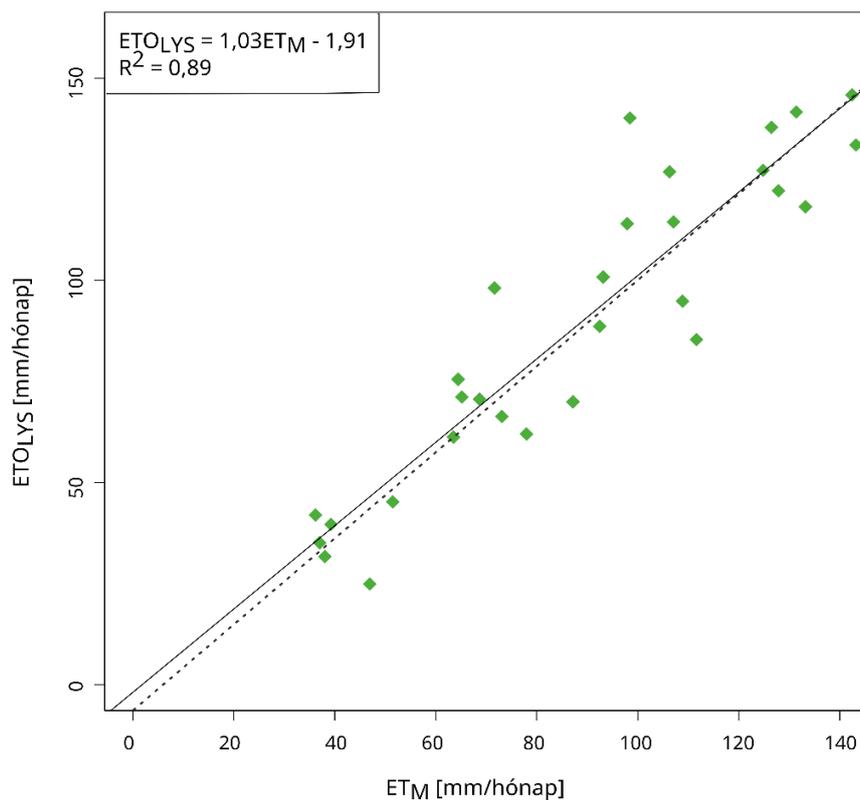
** : a nagy pórusméret miatt a víztartóképeség minimális

5. táblázat. A kalibrációs paraméterek az újrakalibráció után
 Table 5. The calibration parameters after the re-calibration

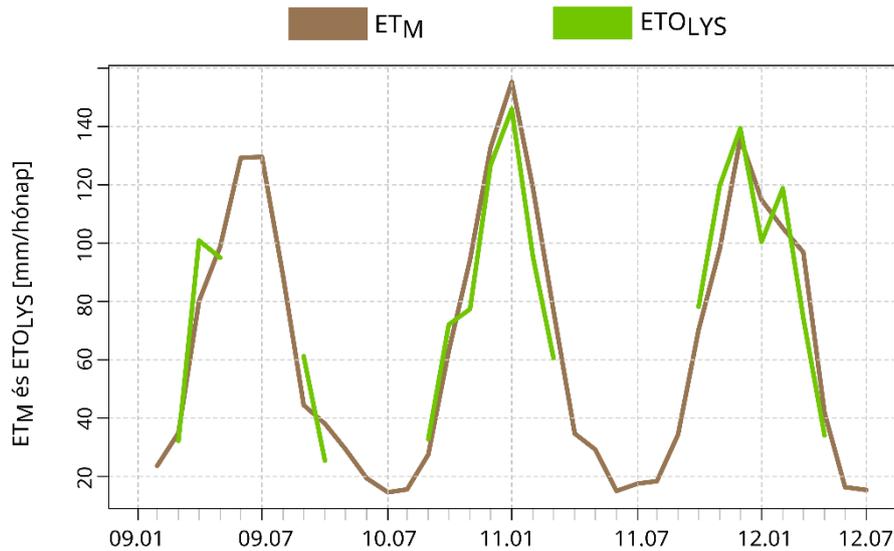
PET kalibrációjának eredménye	$PET_M = 0,54 \cdot PET_{MH} + 1,04 (PET_{MH} - 36,79)$
AET kalibrációjának eredménye	$ET_{OLYS} = 1,04 \cdot ET_M - 2,36 (NSE = 0,88)$

6. táblázat. ET_M , $SOIL_M$ és $SOIL_{M_MIN10th}$ percentilis értékei a szórással a két modellfuttatás esetén
 Table 6. ET_M , $SOIL_M$, and $SOIL_{M_MIN10th}$ percentile values with standard deviations for the two model runs

Paraméterek	1985/2015	2015/2045	2045/2075	2070/2100
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]
ET_M [alap gyökérmélység]	49 (34)	49 (33)	52 (34)	53 (35)
ET_M [kiterjesztett gyökérmélység]	50 (33)	51 (32)	53 (33)	55 (33)
$SOIL_M$ [alap gyökérmélység]	58 (40)	65 (43)	66 (44)	67 (48)
$SOIL_M$ [kiterjesztett gyökérmélység]	92 (51)	105 (57)	105 (58)	108 (64)
$SOIL_{M_MIN_10th}$ Percentile [alap gyökérmélység]	9 (3)	7 (2)	6 (3)	5 (3)
$SOIL_{M_MIN_10th}$ Percentile [kiterjesztett gyökérmélység]	26 (6)	24 (7)	22 (6)	19 (7)



3. ábra. A kalkulált ET_M és a mért ET_{OLYS} közötti korreláció a kalibráció után
 Figure 3. Relationship between the calculated ET_M and the measured ET_{OLYS} after calibration



4. ábra. A mért $ET_{O_{LYS}}$ és a számított ET_M értékek idősorai a validációs periódusban
 Figure 4. Timeseries of the measured $ET_{O_{LYS}}$ and calculated ET_M values in the validation period

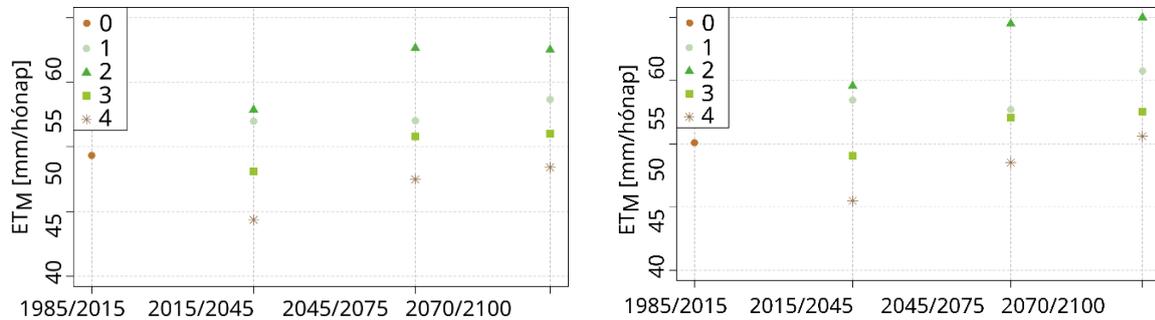
Előrejelzések

A két modellfuttatás eredményeit (1. futtatás: alap gyökérmélység, 2. futtatás: kiterjesztett gyökérmélység) a 6. táblázat foglalja össze. ET_M átlagos értékei enyhe emelkedést mutatnak a 21. század végére, ahogy az az RCM-ek által prognosztizált emelkedő hőmérsékletekből várható volt. Megjegyzendő azonban, hogy a szórás értéke magas volt. Ez nagy bizonytalanságot jelent, ami a modellezett adatok velejárája, különösen mivel négy különböző RCM-et használtunk fel a kutatás során. A különbségek az input adatoktól függenek, amelyek az 5. ábrán láthatóak. A 4 RCM ET_M adatainak eltérése jelentős, konkrétan 10 mm abszolút értékben. A legmagasabb értékeket a '2' modell jelezte előre, és egyúttal a legjelentősebb emelkedést is, ami valószínűsíthetően az átlagosnál 100 mm-rel nagyobb csapadéértékeknek köszönhető a 2045–2075 periódusban. Ellenben a '4' modell stagnálást prognosztizált az evapotranszspiráció tekintetében, sőt enyhe csökkenést is az első modellfuttatás esetén, mivel ez a modell rendelkezik a legkisebb csapadéértékekkel.

Az első modellfuttatást (5.a ábra) a második modellfuttatással (5.b ábra) összevetve kis különbség tapasztalható, ami a talajnedvesség szimulált elérhetőségéhez köthető. Ezen utóbbi az átlagolt $SOIL_M$ értékekkel reprezentálható, amely emelkedő tendenciát mutat (6. táblázat), valószínűsíthetően az emelkedő csapadékösszegek miatt.

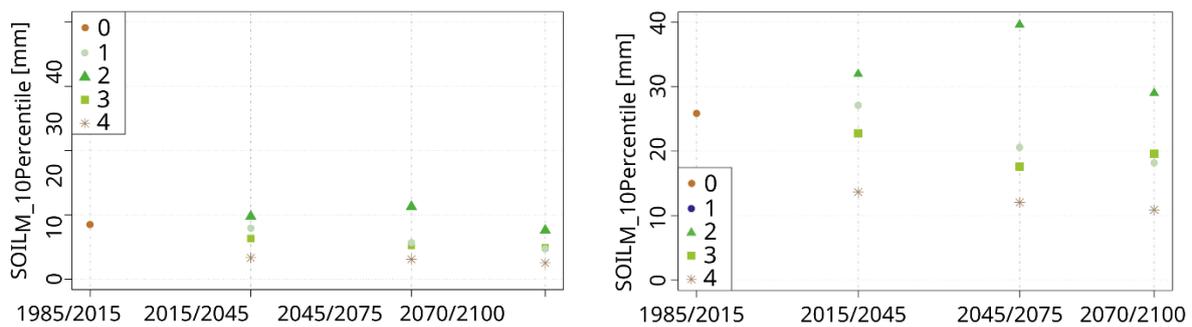
A növények vízfelvételét figyelembe véve, a minimális elérhető talajnedvesség vizsgálata lehet érdekes, így ennek meghatározásához konkrétan az alsó 10. percentilis minimumokat számítottuk ki. $SOIL_{M_MIN_10Percentile}$ értékei általánosan csökkenő tendenciát mutatnak (6. ábra) jelentősen nagyobb értékekkel (átlagosan 16 mm) a második modellfuttatás esetén (6.b ábra).

Evidens, hogy a 2. futtatás esetén megjelenő nagyobb talajvíz tározókapacitás kedvezőbb feltételeket biztosított a növények fejlődésének. A 4 RCM eredményei hasonlóan alakultak, mint az ET_M esetén (5. ábra). Egyedül a '2' modell tér el az általános mintától a 2045/75 periódusban.



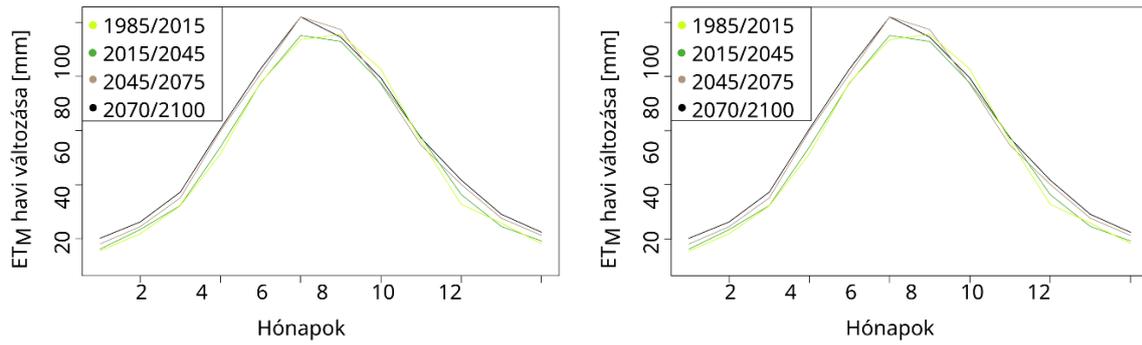
5. ábra. Az előrejelzett evapotranspiráció átlagok 1985 és 2100 között; a: első modellfuttatás, és b: második modellfuttatás

Figure 5. The projected averages of evapotranspiration between 1985–2100; a: first run, and b: second run (the line represents the average)

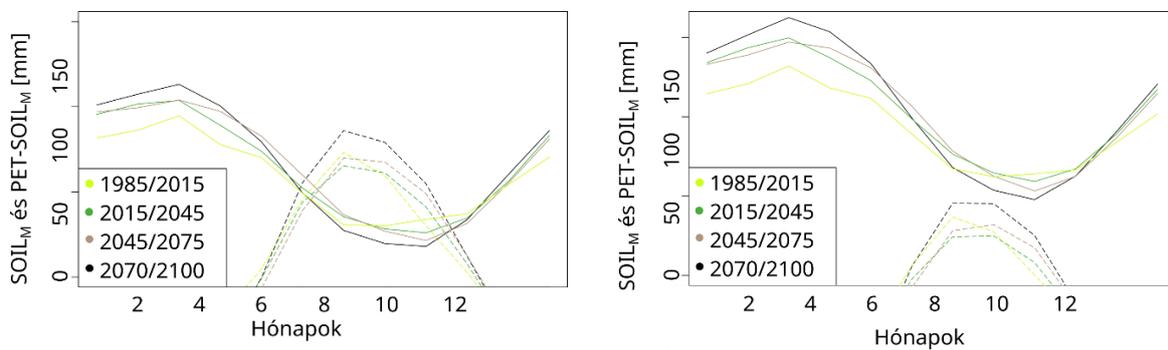


6. ábra. Az előrejelzett 10. percentilis talajnedvesség átlagok 1985 és 2100 között; a: első modellfuttatás, és b: második modellfuttatás

Figure 6. The projected 10th percentile values of soil moisture between 1985–2100; a: first run, and b: second run. The line represents the average of the RCMs



7. ábra. ET_M szezonális változása az előrejelzési időszakokban; a: első futtatás, és b: második futtatás
 Figure 7. Seasonal changes (mean annual courses of the different periods) of ET_M in the projection periods; a: first run, and b: second run



8. ábra. $SOIL_M$ szezonális változása az előrejelzési időszakokban; $SOIL_M$ az előrejelzési periódusban (folytonos vonal), becsült potenciális talajnedvesség deficit ($PET-SOIL_M$) (szaggatott vonal) a: első futtatás, és b: második futtatás

Figure 8. Seasonal course (mean annual courses of the different periods) of $SOIL_M$ in the projection periods (solid lines) and estimated water deficit, which calculated as potential ET minus $SOIL_M$ (dashed lines); a: first run, and b: second run

A modell átlagait mindkét futtatás esetén legjobban az '1' eredményei reprezentálták mind az ET_M mind a $SOIL_M$ esetén.

Az ET_M és a $SOIL_M$ szezonális lefutását a 7. és a 8. ábra mutatja be. ET_M legnagyobb értékei júniusban jelentek meg (95–100 mm az alap gyökérmélység; 98–105 mm a kiterjesztett gyökérmélység esetén). $SOIL_M$ tekintetében szeptemberben tapasztalhatók a legkisebb értékek tehát tipikusan a vegetációs időszak végén jelenik meg (12,5–25 mm az alap gyökérmélység, míg 50–60 mm a kiterjesztett gyökérmélység esetén). $SOIL_M$ legmagasabb értékei márciusban tapasztalhatók, vagyis a nyugalmi időszak végén, a téli csapadékokat követően.

Következésképpen a talajnedvesség április és augusztus közötti csökkenése a növényzet vízfelvételeivel magyarázható (7. és 8. ábra).

A $SOIL_M$ evidens szezonális változása mellett egy eltolódás tapasztalható a talajnedvességben a téli és a nyári időszak esetén. Amíg a vizsgálati időszakokat összevetve a 2070/2100-as időszakban jelennek meg a legnagyobb értékek télen, addig nyáron ugyanezen időszakban a legalacsonyabb értékek a jellemzőek. Ennek az eltolódásnak

az oka feltételezhetően a magasabb csapadékrátában keresendő, amely biztosítja a talajnedvesség újratöltődését a nyugalmi időszakban, ugyanakkor az emelkedő hőmérsékletek révén magasabb evapotranszpiráció jelenik meg, ami a növényzet jelentősebb vízfelhasználásával jár a vegetációs időszakban. Összehasonlításképpen elmondható, hogy Calanca et al. (2006) a 2070–2100-as időszakra a nyári talajnedvességben csökkenést jelez előre Európa nagyrészen, amelynek alapjául viszonylag durva térbeli felbontású GCM-et használtak.

Az 1. futtatásnál figyelembe vett alap gyökérmélység tekintetében a potenciális talajnedvesség deficit júniustól szeptemberig volt jellemző, a legnagyobb vízhiány pedig konkrétan júliusban, amikor az ET_M maximális, a $SOIL_M$ pedig alacsony (8a. ábra). Az előrejelzési időszakokat összevetve feltételezhetően jelentősebb deficittel kell számolni a jövőben, ami konkrétan 50 mm-rel magasabb értékeket jelent az első modellfuttatás esetén. Következésképpen a szárazságstresszel érintett időszakok gyakoribbá válnak, és a növényzet számára elérhető víz tekintetében annak hiány fokozódik, habár összességében feltételezhetően jelentősebb talajnedvesség lesz elérhető éves (6. táblázat). Hasonlóképpen Heinrich és Gobiet (2012) is a száraz időszakok növekvő kockázatát prognosztizálta a 2012–2050 közötti időszakra, ahogy azt a negatív Palmer féle aszályindex mutatja.

A mezőgazdasági termeléshez ezen a területen ez adaptált öntözési stratégiák alkalmazását igényelheti, elkerülve így az aszályos időszakok terméshozam veszteségét.

A 2. modellfuttatás esetén a nagyobb $SOIL_{MAX}$ érték magával vonta a nagyobb $SOIL_M$ értékeket is (8.b. ábra). Mindez azt eredményezte, hogy talajnedvesség deficit nem alakult ki ezen előfeltételek esetén. Megjegyzendő azonban, hogy ez a hipotetikus megközelítés csak a talajvíztározó-kapacitás potenciál hatékonyabb kihasználtságát illusztrálja, azonban a jövőben a felszíni biomasza szezonális alakulása is változhat.

Mindazonáltal a modell 1,4 méteres gyökérmélységgel futtatott, ugyanakkor a gyökérzet nagy része a felső 30 centiméteren található. Az 1,4 méteres érték hitelességét Canadell et al. (1996) kutatásai igazolják, amely alapján a növények még akár ennél is mélyebbre tudják növeszteni a gyökereiket, így a maximális gyökérmélység átlaga a földön szántóföldek esetében $2,1 \pm 0,2$ m, lágyszárúaknál pedig $2,6 \pm 0,1$ m.

A kapott eredmények hazai területekre való vonatkozathatósága tekintetében például a Kisalföld nyugati része, konkrétan a Mosoni-síkság viszonyai lehetnek leginkább hasonlóak, így az eredmények feltételezhetően az ottani gyepgazdálkodásban lehetnek hasznosíthatók.

A talaj hőmérséklete közvetlenül kapcsolódik a léghőmérséklethez, és függ tőle (Zheng et al. 1993). Az előrejelzett átlagos felszíni hőmérséklet emelkedése szintén a talajhőmérséklet emelkedését eredményezheti (IPCC 2022), persze a folyamat ennél komplexebb, mint a levegő hőmérsékletének hasonló változásai esetén, hiszen a talaj hőmérsékletét különböző tényezők (pl. a talaj szerkezete és nedvességtartalma, a tényleges felszínborítás) befolyásolják (Jungvist et al. 2014).

A gyökérzet fejlődését a megemelkedett talajhőmérséklet közvetlenül is befolyásolhatja, vagy közvetett módon, pl. fiziológiában stb. való változások révén, vagy ezen faktorok keverékeként. A megemelkedett hőmérséklet gyökérnövekedést indukál egy

fajspecifikus hőmérsékleti optimumig, és jelentősen megváltoztat számos gyökérszerkezet paramétert (Gray és Brady 2016).

A tudományos szakirodalom alapos áttanulmányozása után elmondható, hogy jelen kutatáshoz kifejezetten hasonló tanulmányokat nem találtunk, amelyeket konkrétan össze lehetne hasonlítani vele. Eitzinger et al. 2003, 2013, Strauss et al. 2012 és Thaler et al. 2012 terményszimulációkat végeztek a szárazságstressz összefüggésében Marchfeldben, míg ebben a cikkben a fűvel borított területek voltak a fókuszban.

Mindazonáltal, a *Bevezetésben* megemlített vízmérlegmodellek hatástanulmányai (Keables és Mehta 2010, Lutz et al. 2010, Mohammed et al. 2012, Remrová és Císlarová 2010, Zamfir 2014) feltételezhetően növekvő evapotranszspirációt, ugyanakkor csökkenő talajnedvességtartalmat prognosztizálnak a jövőre nézve, az összességében csökkenő csapadék, és a növekvő hőmérséklet következtében. A tanulmányok alapvetően Thornthwaite-típusú, havi időlépcsős vízmérlegmodellt alkalmaztak, de eredményeik alapvetően éves kiértékelésűek, szemben jelen kutatással, amely a havi és a szezonális eredményekre fókuszált. Kutatásaikban különböző klímák és különböző léptékű klímamodellek (GCM-ek, RCM-ek) jelennek meg eltérő kibocsátási forgatókönyvekkel és más vizsgálati időszakokkal. Az éghajlatváltozási hatástanulmányok esetén azonban bizonytalansággal kell számolni, kifejezetten a klímaváltozékonysággal kapcsolatos klímamodell forgatókönyvek esetén.

Konklúzió

Ebben a kutatásban egy Thornthwaite típusú vízmérleg modell került adaptálásra és alkalmazásra egy kelet-ausztriai mezőgazdasági terület evapotranszspiráció- és talajnedvesség-változásának meghatározására. A modell újdonsága egyrészt a kétlépcsős evapotranszspiráció kalibrálási eljárás (a potenciális és az aktuális evapotranszspiráció kalibráció külön-külön), másrészt a törtvonalú regressziós módszer alkalmazása a potenciális evapotranszspiráció kalibrációjára.

A cikk fő konklúziója, hogy bár mind az ET, mind a $SOIL_M$ átlagértéke emelkedik a 21. század végére, melyek a standard klímaforgatókönyvek eredményeire alapoznak, de a szezonális vizsgálat rámutatott a $SOIL_M$ vegetációs időszakban prognosztizálható jelentős eltolódására, vagyis a jövőben kevesebb talajvíz áll majd rendelkezésre a nyári hónapokban. Ez kifejezetten akkor jelenik meg, amikor a stresszviszonyokat negatív vízmérleggel járó időszakok alapján becsüljük meg. A 2. modellfuttatás eredményei a kiterjesztett gyökérmélységgel (azaz nagyobb $SOIL_{MAX}$ értékek) rámutattak, hogy ezen stresszperiódusok elkerülhetőek, amennyiben a növényzet az 1 m alatti talajnedvességhez is hozzáfér.

Az eredmények azt is jelzik, hogy a talaj víztároló kapacitásának növelése megfelelő alkalmazkodási stratégia lehet a klímaváltozás hatásainak mérséklésére a vizsgált területen. A bemutatott szimulációk azonban csak kiindulási vizsgálatnak tekinthetőek, ahol a regionális viszonyokhoz egy viszonylag egyszerű modell-megközelítést adaptáltunk és alkalmaztunk.

Ennek ellenére a kidolgozott modell kevés bemeneti adatigényű (csapadék és hőmérséklet); így nagyobb regionális léptékben könnyen kiterjeszhető, ami lényegesen kevesebb munkát igényel a bemeneti adatok előfeldolgozásához, mint az összetettebb modellek. A két bemeneti paraméter egyúttal az alkalmazott modell jelentősen könnyebb bizonytalansági elemzését is lehetővé teszi. Ezenkívül biztosítja az éghajlatváltozás evapotranszpirációra és talajnedvességre gyakorolt gyors hatáselemzésének lehetőségét.

Köszönetnyilvánítás

Jelen publikáció a TKP2021-NKTA-43 azonosítószámú projekt keretében az Innovációs és Technológiai Minisztérium (jogutód: Kulturális és Innovációs Minisztérium) Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a TKP2021-NKTA pályázati program finanszírozásában valósult meg. A liziméter inputadatokért köszönet illeti Reinhard Nolzot.

Irodalom

- Baumer, O.W. 1992: Predicting unsaturated hydraulic parameters. In: van Genuchten, M.Th., Leij, F.J. (Eds.): Proceedings of the international workshop on Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. Riverside, California, October 11–13, 1989, pp. 341–354.
- Calanca, P.L., Roesch, A., Jasper, K., Wild, M. 2006: Global warming and the summertime evapotranspiration regime of the Alpine region. *Climatic Change* 79: 65–78. DOI: https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5714-4_4
- Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D. 1996: Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108(4): 583–595. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Dingman, L.S. 2002: *Physical Hydrology*. Prentice-Hall, New Jersey, USA, p. 646
- Dobor, L., Barcza, Z., Hlásny, T., Havasi, Á. 2013: Creation of the FORESEE database to support climate change related impact studies. Proceedings of the International Scientific Conference for PhD Students. Győr, Hungary. p. 6.
- Eitzinger, J., Štastná, M., Žalud, Z., Dubrovsky, M. 2003: A simulation study of the effect of soil water balance and water stress on winter wheat production under different climate change scenarios. *Agricultural Water Management* 61: 195–217. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(03\)00024-6](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(03)00024-6)
- Eitzinger, J., Thaler, S., Schmid, E., Strauss, F., Ferrise, R., Moriondo, M., Bindi, M., Palosuo, T., Rötter, R., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Patil, R.H., Şaylan, L., Çaldağ Çaylak, O. 2013: Sensitivities of crop models to extreme weather conditions during flowering period demonstrated for maize and winter wheat in Austria. *The Journal of Agricultural Science* 151(6): 813–835. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0021859612000779>
- Götz, B., Hadatsch, S., Kratochvil, R., Vabitsch, A., Freyer, B. 2000: *Biologische Landwirtschaft im Marchfeld. Potenziale zur Entlastung des Natur- und Landschaftshaushaltes*. Umweltbundesamt GmbH, Vienna. p. 198.
- Gray, S.B., Bradya, S.M. 2016: Plant developmental responses to climate change. *Developmental Biology* 419: 64–77. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ydbio.2016.07.023>
- Hamon, W.R. 1964: Computation of direct runoff amounts from storm rainfall. *Intl. Assoc. Scientific Hydrol. Publ.* 63: 52–62.
- Herceg, A., Kalicz, P., Kisfaludi, B., Gribovszki, Z. 2016: A monthly step water balance model to evaluate the hydrological effects of climate change on a regional scale for irrigation design. *Slovak Journal of Civil Engineering* 24(4): 27–35. DOI: <https://doi.org/10.1515/sjce-2016-0019>

- Heinrich, G., Gobiet, A. 2012: The future of dry and wet spells in Europe: A comprehensive study based on the ENSEMBLES regional climate models. *International Journal of Climatology* 32: 1951–1970. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.2421>
- IPCC, 2007: Climate change 2007. Impacts, adaptation and vulnerability. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E., (Eds.): Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, p. 976
- IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Jacob, D. (2001): A note to the simulation of the annual and inter-annual variability of the water budget over the Baltic Sea drainage basin. *Meteorol. Atmos. Phys.*, 77: 61–73.
- Jungvist, G., Oni, S.K., Teutschbein, C., Futter, M.N. 2014: Effect of climate change on soil temperature in Swedish boreal forests. *PLoS One*, 9(4): e93957. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093957>
- Keables, M.J., Mehta, S. 2010: A soil water climatology for Kansas. *Great Plains Research*, 20(2): 229–248. DOI: <http://www.jstor.org/stable/23780298>
- van der Linden, P., Mitchell, J.F.B. (Eds.) 2009: ENSEMBLES: Climate Change and its Impacts: Summary of research and results from the ENSEMBLES project. Met Office Hadley Centre, FitzRoy Road, Exeter EX1 3PB, UK. p. 160.
- Lutz, J.A., Wagtenonk, J.W., Franklin, J.F. 2010: Climatic water deficit, tree species ranges, and climate change in Yosemite National Park. *Journal of Biogeography*, 37: 936–950. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02268.x>
- Mohammed, R.K., Mamoru, I. Motoyoshi, I. 2012: Modeling of seasonal water balance for crop production in Bangladesh with implications for future projection. *Ital. J. Agron.*, 7(2): 146–153. DOI: <https://doi.org/10.4081/ija.2012.e21>
- Muggeo, V.M.R. 2008: Segmented: An R package to fit regression models with broken-line relationships. *R News*, The Newsletter of the R Project, 8(1): 20–25.
- Nachtnebel, H.P., Dokulil, M., Kuhn, M., Loiskandl, W., Sailer, R., Schöner, W. 2014: Influence of climate change on the hydrosphere. In: Austrian Panel on Climate Change (APCC) Austrian Assessment Report Climate Change 2014 (AAR14). Austrian Academy of Sciences Press, Vienna, pp. 411–466.
- Neuwirth, F., Mottl, W. 1983: Errichtung einer Lysimeteranlage an der agrar-meteorologischen Station in Groß-Enzersdorf. *Wetter und Leben*, 35: 48–53.
- Nolz, R., Kammerer, G., Cepuder, P. 2013a: Interpretation of lysimeter weighing data affected by wind. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 176: 200–208. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201200342>
- Nolz, R., Kammerer, G., Cepuder, P. 2013b: Improving interpretation of lysimeter weighing data. *Die Bodenkultur: Journal for Land Management, Food and Environment* 64: 27–35.
- Nolz, R., Cepuder, P., Kammerer, G. 2014: Determining soil waterbalance components using an irrigated grass lysimeter in NE Austria. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 177: 237–244. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201300335>
- Nolz, R., Cepuder, P., Eitzinger, J. 2016: Comparison of lysimeter based and calculated ASCE reference evapotranspiration in a subhumid climate. *Theor. Appl. Climatol.*, 124(1): 315–324. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1417-y>
- Rao, L.Y., Sun, G., Ford, C.R., Vose, J.M. 2011: Modeling potential evapotranspiration of two forested watershed in the southern appalachians. *Trans. ASABE*, 54(6): 2067–2078. DOI: <https://doi.org/10.13031/2013.40666>
- R Core Team, 2012: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Remrová, M., Císlarová, M. 2010: Analysis of climate change effects on evapotranspiration in the watershed Uhlířská in the Jizera mountains. *Soil & Water Research*, 5(1): 28–38. DOI: <https://doi.org/10.17221/5/2009-SWR>

- Strauss, F., Schmid, E., Moltchanova, E., Formayer, H., Wang, X. 2012: Modeling climate change and biophysical impacts of crop production in the Austrian Marchfeld Region. *Climate Change*, 111: 641. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0171-0>
- Sun, G.K., Alstad, J., Chen, S., Chen, C.R., Ford, G., Lin, C., Liu, N., Lu, S.G, McNulty, H., Miao, A., Noormets, J.M., Vose, B., Wilske, M., Zeppel, Y., Zhang, Z. 2010: A general projective model for estimating monthly ecosystem evapotranspiration. *Ecohydrol.*, 4(2): 245–255. DOI: <https://doi.org/10.1002/eco.194>
- Thaler, S., Eitzinger, J., Trnka, M., Dubrovsky, M. 2012: Impacts of climate change and alternative adaptation options on winter wheat yield and water productivity in a dry climate in Central Europe. *The Journal of Agricultural Science*, 150(5): 537–555. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0021859612000093>
- Thornthwaite, C.W., Mather, J.R., 1955: *The Water Balance*. Drexel Institute of Technology, Climatological Laboratory Publication 8. Philadelphia, USA. p. 104.
- Zamfir, R.H.C. 2014: The impact of climate changes on water balance from western Romania using computer tools. In: Niola, V. (Ed.): *Recent Advances in Energy, Environment, Biology and Ecology*. World Scientific and Engineering Academy and Society. ISBN: 978-960- 474-358-2.
- Zheng, D., Hunt, E.R., Running, S.W. 1993: A daily soil temperature model based on air temperature and precipitation for continental applications. *Clim. Res.*, 2: 183–191. DOI: <https://doi.org/10.3354/cr002183>

1. melléklet. Rövidítések listája

Appendix 1. List of abbreviation

AET	aktuális párolgás (mm)
D	naphossz (óra)
e*	telítési párányomás (kPa)
ETO _{LYS}	liziméter által mért aktuális párolgás (mm)
ETO _{LYS_i}	liziméter által mért értékek idősora (mm)
ET _M	havi átlagos párolgás (mm · month ⁻¹)
ETO _{M_i}	kalkulált értékek idősora (mm)
I _{LYS}	Öntözővíz, a liziméterre (mm)
m _{ET_LYS}	liziméter által mért aktuális párolgás átlagos értéke (mm)
P _M	havi átlagcsapadék (mm); (mm · év ⁻¹)
P _{LYS}	liziméterre hulló csapadék (mm)
PAW	növényzet számára elérhető talajnedvesség (diszponibilis víz) (mm)
PET	potenciális párolgás (mm)
PETO _{LYS}	liziméter által mért aktuális párolgás, jó vízellátottság esetén (mm)
PET _H	Hamon féle potenciális párolgás (mm)
PET _{MH}	Hamon féle potenciális párolgás havi összege (mm · hónap ⁻¹)
PET _M	kalibrált havi potenciális párolgás (mm · hónap ⁻¹)
P _M	havi csapadékösszeg (mm)
R	lefolysis (mm)
NSE	Nash-Sutcliffe koefficiens (-)
SOIL _M	vegetáció számára elérhető havi talajnedvesség (mm · hónap ⁻¹)
SOIL _M	vegetáció számára elérhető havi talajnedvesség, a megelőző hónapban (mm · hónap ⁻¹)
ΔSOIL	talajnedvesség változás értéke (mm)
SOIL _{MAX}	talajnedvesség-tárolókapacitás (mm · hónap ⁻¹)
SOIL _{M_10Percentile}	minimális elérhető talajnedvesség, az alsó 10. percentilis minimumok esetén (mm)
T _M	havi átlaghőmérséklet (°C)
W _{LYS}	liziméterben lévő talajvízkészlet (mm)
W _{DRAIN}	liziméterben alsó részén távozó vízmennyiség (amely a mélybeszivárgást reprezentálja) (mm)
θ _{fc}	szántóföldi vízkapacitás (m ³ /m ³)
θ _{pwp}	hervadásponyi víztartalom (m ³ /m ³)
Z _{rz}	gyökérmélység (mm)

Projections for the impact of climate change on water balance in a grassland study site

A. HERCEG, P. KALICZ, Z. GRIBOVSZKI

University of Sopron, Faculty of Forestry, Institution of Geomatics and Civil Engineering Institution;
e-mail: herceg.andras@uni-sopron.hu; kalicz.peter@uni-sopron.hu; gribovszki.zoltan@uni-sopron.hu

Keywords: water balance, soil moisture, evapotranspiration, lysimeter, plant available water, regional climate model

Abstract: The ongoing climate change in Europe is characterized by statistically significant warming in all seasons. Increasing temperatures also affect the precipitation intensity through the hydrological cycle, so that the assumed changes in the distribution and amount of precipitation and the continuously increasing temperatures may increase the rate of water use by plants, making the adaptability of vegetation to climate change a key issue. In the present paper, the hydrological effects of climate change were investigated under typical environmental conditions of a specific agricultural area in Austria. For this purpose, (1) a simple Thornthwaite-type monthly time-step water balance model was developed and (2) the model was used to project the water balance components for the 21st century for (a) a normal root depth (current condition) and (b) a (hypothetically) increased root depth representing the adaptation potential of vegetation to warming. To achieve the main objectives, the model was calibrated and validated with local reference data. The key parameter of the model is the soil moisture holding capacity (SOILMAX), expressed using root depth. The latter was calibrated using available evapotranspiration and soil physics properties. The calibrated model was used for projections using data from four bias-corrected regional climate models. Model runs with normal root depths resulted in increasing annual averages for evapotranspiration and soil moisture, but decreasing annual averages for soil moisture minimums by the end of the 21st century. However, the monthly values indicated that a decrease in soil moisture during the growing season is projected by the end of the 21st century. The vegetation of the selected agricultural area was shown in the model runs to be able to successfully adapt to increasing drought stress by increasing its root zone to its potential maximum.

A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



Perception of local stakeholder groups about certain invasive alien bee pasture species around Lake Kolon

SAROLTA MEINHARDT^{1,2}, SZILÁRD CZÓBEL³, ÖRS ÁBRÁM^{1,2}, EDINA MORVAI⁴,
ESZTER TORMÁNÉ KOVÁCS²

¹Doctoral School of Environmental Sciences, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Páter Károly Street 1., H-2100 Gödöllő, Hungary, email: sarapata27@gmail.com, orsabram@gmail.com

²Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Nature Conservation and Landscape Management, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Páter Károly Street 1., H-2100 Gödöllő, Hungary, email: kovacs.eszter@uni-mate.hu

³Institute of Plant Sciences and Environmental Protection, University of Szeged, Andrassy Street 15., H-6800 Hódmezővásárhely, Hungary, email: czobel.szilard.endre@szte.hu

⁴Kiskunság National Park Directorate, Liszt Ferenc Street 19., H-6000, Kecskemét, Hungary, email: morvaie@knp.hu

Keywords: bee pasture species, invasive plants, nature conservation, apiary, forestry, agriculture

Összefoglalás: The apiculture sector in Hungary is currently heavily dependent on invasive alien bee pasture species such as the black locust (*Robinia pseudoacacia* L.), the common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) and the invasive goldenrod species (*Solidago gigantea* Ait. and *Solidago canadensis* L.). Between March and October 2023, semi-structured interviews were conducted around Lake Kolon with representatives of the main stakeholder groups: nature conservationists, beekeepers, foresters and farmers. The main aim of our investigation was to assess the perception of the four stakeholder groups about the invasive alien bee pasture species and reveal the conflicting points. Based on our results the presence of black locusts in the area is only undesirable for the conservation sector, the common milkweed is the most damaging species from both a conservational and agricultural point of view. The invasive goldenrod species are less common but are also unfavourable from a conservation point of view. They play a role in preparing bees for winter. Beekeepers mentioned other valuable bee pastures (e.g. protective forest strips, flowering trees and shrubs, wildflower meadows, and native bee pastures such as linden) and some of them could replace the invasive alien species. Agricultural subsidies are essential for local farmers. However, they are reluctant to take advantage of subsidies specifically targeted at indigenous bee pasture species, because for some reason they are not seen as favourable. In terms of conflicts, foresters and farmers consider the regulations and restrictions of the conservation sector too strict. Due to the rich wild bee fauna in the area, the conservationists do not prefer the presence of migratory beekeepers with their hives, which puts extreme competitive pressure on wild bees. Beekeepers have reported conflict cases with farmers about bee poisoning in oilseed rape. Overall, it can be said that the beekeepers interviewed are open to the indigenous bee pasture plant species, but currently, they are dependent on the invasive alien bee pasture species. In addition, there are conflict cases between the stakeholder groups, but most of them can be resolved through discussion.

Introduction

In Hungary, the success of the apiary sector is currently highly dependent on the invasive alien bee pasture species (Arany et al. 2017, IPBES 2023). Among these, the black locust (*Robinia pseudoacacia*) stands out as the most important honey-producing plant

species (Feketéné Ferenczi et al. 2024), and its economic importance should also be highlighted. Foresters benefit from its short-cutting rotation, its excellent wood and its good vegetative regeneration capacity (Bartha et al. 2006). Based on 2023 data, the domestic area of black locusts is 458,296 hectares. This represents about 24% of the total forest area in Hungary and the highest rate among all tree species ([http1](#)). In addition, there are many invasive plant species that are important for beekeeping, such as the common milkweed (*Asclepias syriaca*) and the invasive goldenrod species (*Solidago gigantea* and *Solidago canadensis*). Nowadays the invasive goldenrod species mostly play a role in preparing bees for winter (Meinhardt et al. 2022).

In Hungary several research projects focused on revealing the perception of different stakeholder groups in relation to issues important for nature conservation, and some of them touched upon one or more invasive alien bee pasture species as well. In our previous research in 2020, we conducted interviews at the national level with experts of national organisations on the topic of invasive alien bee pasture species (Meinhardt et al. 2022). Fejes et al. (2023) conducted interviews with representatives of the main stakeholder groups of the Peszéri-forest in the context of the OAKEYLIFE project, including conservation and forestry experts, where the conflict arising from the different perceptions of black locust was also mentioned. Prohászka et al. (2020) conducted interviews with local inhabitants in two ecovillages, Visnyeszéplak and Gyűrűfű, where they also referred to problems caused by invasive bee pasture species. According to the interviews, in Visnyeszéplak the invasive goldenrod species and in Gyűrűfű the common milkweed causes the biggest problem. Prohászka et al. (2023) interviewed beekeepers in Visnyeszéplak, Gyűrűfű and Magyarlukafa. The invasive alien bee pasture species were economically important to the interviewed beekeepers, but they also highlighted the significance of grasslands, scrubs, orchards and field margins which are particularly vital for bees during periods of nutritional deficiency. Arany et al. (2017) conducted a questionnaire survey with 129 beekeepers from South Transdanubia. They also showed that the black locust has great importance for beekeepers, most of them migrate to this species. At the same time, in the summer - early autumn period, beekeepers missed several species including the invasive goldenrod species and the common milkweed. The maintenance of wildflower meadows and the planting of different bee pasture species (e.g. medicinal and herbaceous plants) to increase diversity were considered of high importance for the health of bee colonies. Arany et al. (2019) mapped 'honey' as an ecosystem service in a Hungarian and a Romanian region, where the black locust and the common milkweed were also mentioned. In Hungary, the Kiskunság region was surveyed. In the case of black locusts, beekeepers preferred mixed forests with black locusts to homogeneous black locust forests. According to their experience, mixed forests can yield the same amount of black locust nectar but also have a richer shrub and grassland level, providing alternative sources of nectar for bees. They showed that common milkweed is a serious conservation problem in abandoned areas, but its delicious honey has an outstanding value.

This article aims to reveal the perception of the main stakeholder groups operating in the area of Lake Kolon regarding invasive alien bee pasture species and explore some conflicting points.

Materials and methods

Description of the study area

Lake Kolon, located in the Kiskunság National Park, is one of the largest freshwater marshes in the Danube-Tisza Interfluve area (Figure 1).

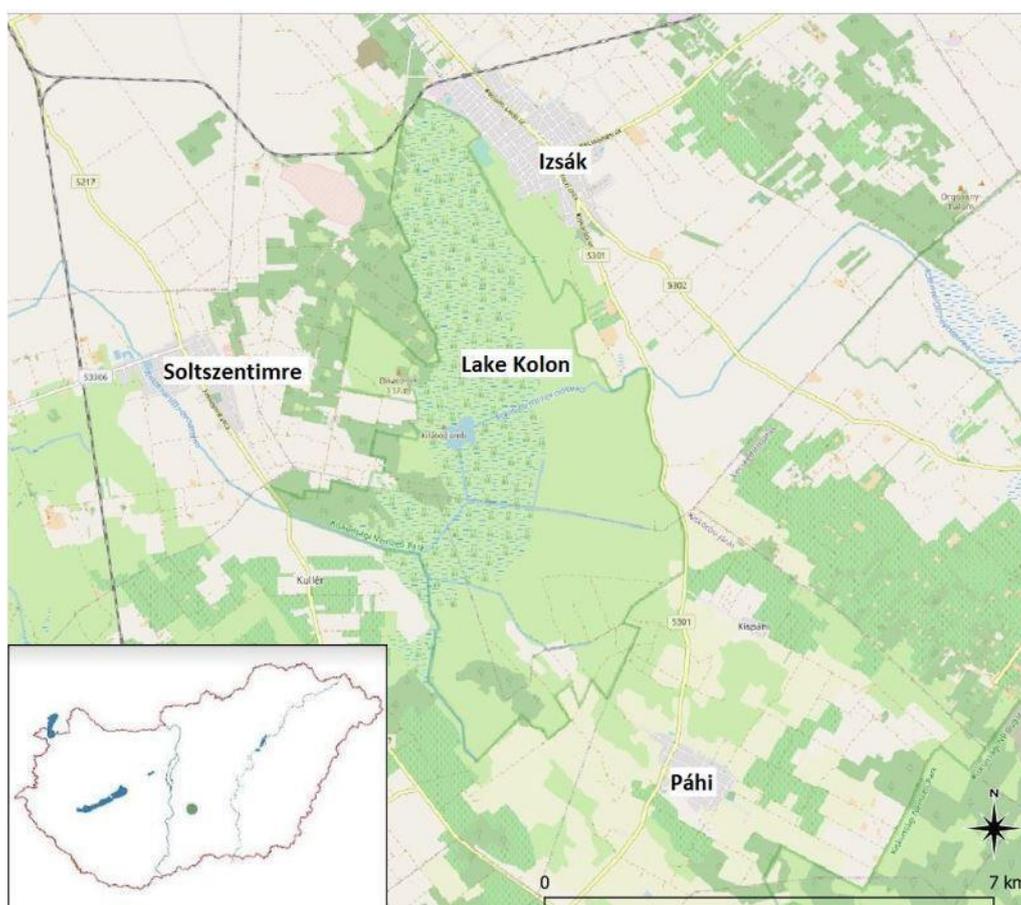


Figure 1. Our study area around Lake Kolon (Hungary). (Source: OpenStreetMap)
1. ábra. A vizsgálati területünk a Kolon-tó környékén (Magyarország)

The former lake has become heavily overgrown with reed and nowadays only an artificial open water surface can be seen. The area around Lake Kolon is characterised by a variety of habitats. It includes open sandy grasslands, marshes, wet grasslands, forest patches with ash, commercial forests, and marshy, boggy habitats of the lake body, which provide a home for numerous protected plant and animal species. However, all of the examined species (black locust, common milkweed, invasive goldenrod species) are present in the area. In the case of black locusts, there are both planted and spontaneous stands, the latter being much rarer in the area today (Ábrám et al. 2020).

There was a habitat restoration project (KEOP-7.3.1.2/09-2009-0009) in the area between 2010 and 2013, covering 400 hectares. Clearing the Lake Kolon bed of dry and wet grasslands from invasive plants (including the examined species) was part of the restoration. Thanks to the project, the aggressive spreading of invasive species in the region has been greatly reduced, but the importance of follow-up activities was also highlighted (Ábrám et al. 2019).

Applied methods

Between March and October 2023, semi-structured interviews (Newing et al. 2011) were conducted around Lake Kolon with representatives of the main stakeholder groups (nature conservationists, beekeepers, foresters, farmers). The interviews aimed to explore the views of the main stakeholders on the conservation impact and socio-economic context of the examined invasive alien bee pasture species (black locust, common milkweed, invasive goldenrod species: giant and Canadian goldenrod). The interviews covered the main topics of attitudes towards and spreading trends of the invasive alien bee pasture species, beekeeping aspects, legislation and subsidies and the relationship between the stakeholder groups. A total of 12 interviews were conducted, with 3 experts from each sector. Interviews were carried out online or by telephone and lasted an average of 45 minutes. Notes were taken for all interviews and in most cases (when permission was given) an audio recording was made as well. We prepared detailed summaries of the interviews which were the basis for the qualitative content analysis (Patton 2002, Newing et al. 2011). We also produced summary tables and figures for better understanding. As interviews were conducted in 2023, results include information till that year, and in this article, we did not reflect on any changes since then (e.g. new Common Agricultural Policy (CAP)). Ethical principles of social science research were followed during the research including written consent from the participants, securing anonymity, voluntary participation and causing no harm (Babbie 2013).

Results

Spreading trends of the examined species in the region

In the case of the black locust, conservationists and foresters continue to see an increase in the population of black locusts in the area, because the species is still a priority for reforestation. Based on the experiences of the conservationists, in the protected area, the majority of stands can be kept under control with regular management. Nowadays, its presence is a bigger problem outside the protected area.

Foresters also perceive an increasing trend of the black locust, as it is still one of the most important forest tree species for the sector.

Representatives of both sectors believe that although the black locust is typically more drought tolerant than native tree species, persistent summer droughts caused by climate change have already affected its development in recent years. Due to the spring frosts, there are fewer flowers and reduced nectar production, which is not ideal for beekeeping.

Beekeepers, on the other hand, perceive a stagnation of the black locust. They think that the reason behind stagnation is that although the black locust is a priority species in reforestation and is the most important bee pasture species, it is also being harvested for firewood and other uses (e.g. furniture, logs, vine stakes), and subject to illegal logging. At the same time, beekeepers have pointed out that they do not need a particularly large area of black locust to be successful in honey making.

In the case of common milkweed, the stakeholder groups were more divided. Based on the experience of conservationists, its explosive spread in the 1980s has now slowed down. In protected areas, its population has been considerably reduced due to the chemical treatment, but it has started to recover again in the last few years. Outside protected areas including Natura 2000 sites, overgrazing or trampling by sheep can give the species a competitive advantage, which greatly assists its spread. In addition, seed dispersal by wind also makes the species much more difficult to control.

Beekeepers detect the decrease of the common milkweed populations, with around $\frac{1}{3}$ of its former stands remaining in some places. They see many possible reasons behind it. There are fewer abandoned places in the study area, a lot of grape planting is taking place, and forest cover is increasing, which results in a sharp decline in the possible space available for the common milkweed.

The common milkweed is a big problem for farmers in the Sandhills, some of whom believe that it will become even more widespread due to climate change, and is already found in a wide range of soil and habitat types, from "the saline grasslands to sandy hills" (farmer3). The common milkweed has deep roots, putting it in a better position than many species when the groundwater level drops drastically, but the persistent summer drought in recent years has already had a negative impact on the development of this species as well.

In the case of the goldenrod species, conservationists experience stagnation in the population size of the species for several years. For the control of these species, it is important to mow the grass at the right time, preventing seed maturation and also reproduction. With continued management it can be eradicated from grassland stands over time, but it can also invade new areas due to disturbance, e.g. by road maintenance. Beekeepers were also divided on the spreading trend of the *Solidago* species. There were beekeepers interviewed who thought that the species was on a decreasing trend, as they did not see much of it in their area. On the other hand, it was more abundant near other beekeepers' premises and its distribution was more intensive than the common milkweed (Table 1).

Table 1. Spreading trends of the examined invasive alien bee pasture species in the region, according to the representatives of the stakeholder groups

1. táblázat A vizsgált idegenhonos inváziós mézelő növényfajok terjedési trendjei a régióban, az érintett csoportok képviselői szerint

Examined species	Conservationists	Beekeepers	Foresters	Farmers
black locust	increasing	stagnant	increasing	no direct contact
common milkweed	increasing	decreasing	no direct contact	increasing
invasive goldenrod species	stagnant	decreasing/ increasing	no direct contact	no direct contact

Attitudes towards the examined invasive alien bee pasture species

The representatives of the main local stakeholder groups typically have different attitudes toward the examined invasive alien bee pasture species (Table 2).

Table 2. Attitudes towards the examined invasive alien bee pasture species.

2. táblázat. A vizsgált idegenhonos inváziós mézelő növényfajokkal kapcsolatos hozzáállás.

Examined species	Conservationists	Beekeepers	Foresters	Farmers
black locust	threat to the native ecosystem	the most important honey producing species	the most important economic tree species	not relevant
common milkweed	threat to the native ecosystem	its importance for beekeeping is declining	not relevant	causes problems e.g. during harvesting
invasive goldenrod species	threat to the native ecosystem	pollen sources late summer and autumn	not relevant	not relevant

For nature conservationists the presence of all examined species is unfavourable. The examined species are typically more adaptable than native species, and therefore, they can displace rare, valuable plant species. In the absence of continuous management, the degradation of the habitat is also a risk. Their control is labour-intensive and involves high costs for the conservation sector. Due to the eradication efforts of the conservationists, the stands of the examined species are now more manageable in the area but still require continuous monitoring and control. The primary focus of foresters and beekeepers on the black locust is also seen as a problem by conservationists because they believe that black locust forests typically have a much sparser shrub and

grassland cover and therefore are not considered a particularly good habitat. In addition, the native forests can provide many more ecosystem services.

For beekeepers, the black locust is the most important species as it is the main source of their income, and it is also very popular among customers. In many cases, they do not agree with its eradication. The common milkweed used to be an important bee pasture species, but due to the increasingly frequent summer droughts its flowering is often incomplete and its nectar production has declined significantly. Beekeepers have not used the species in the study area for the last few years, and they believe that it will soon cease to be an important species for beekeeping. Goldenrod species are mainly important for beekeepers because of their source of autumn pollen, especially as summers become drier.

For local foresters, the most important economic tree species is the black locust, which has a wide range of uses. It is an excellent firewood, has a short-cutting cycle, and can be used for about 25 years in good growing conditions. Its financial benefits are outstanding because it grows well from the roots, and it requires lower input (material, time, labour) than e.g. the euromerican poplar (*Populus x americana*). Black locust is not considered an invasive species by foresters.

For farmers in the region, the common milkweed causes problems. It also occurs in arable fields, with great spreading. The white milky sap clogs the vehicles; therefore, farmers try to avoid using combined harvesters on land covered with common milkweed. A farmer reported a serious loss when 5 hectares of his land could not be harvested due to this problem. Some farmers believe that the population of the species can be kept under control, but the seed dispersal by wind is a complicating factor.

Status of beekeeping regarding the examined invasive alien bee pasture species

All three interviewed beekeepers produce acacia (black locust), oilseed rape and sunflower honey. In the last few years, they rarely produce milkweed honey because of the decreasing population of the species. In addition, one of the beekeepers also occasionally produces linden honey. Not all of these species are found in the area, e.g. linden requires migrating to reach greater stands. None of the beekeepers produces mixed flower honey. In the intermediate periods, it can be good for bees, but there are no longer high-quality and extended meadows in the area that can produce a significant quantity. None of the beekeepers produce goldenrod honey, because there are no large populations of the species in the area of Lake Kolon anymore. The average honey yield of the interviewed beekeepers based on the last 5 years is around 50-80 kg per hive. Despite the changeable weather conditions of the last few years, the black locust is still one of the most productive bee pasture species in an optimum year, so it is worth preparing hives for the species. It accounts for a third or half of the honey yield and can yield 15-30 kg per hive, depending on the weather conditions. Acacia honey is generally of good quality, especially organic acacia honey, which is available in small quantities. According to the experiences of the beekeepers, 10-15 kg of milkweed honey could be harvested per hive a decade ago, but in the last few years, the amount

of harvested honey decreased significantly. It is about 5 kg per hive, it accounts for less than 10% of the annual honey yield and its quality has also decreased. There are now very few *Solidagos* in the area, so the amount of honey produced from it is not measurable. The black locust still provides the largest income for beekeepers. According to the experience of one of the interviewed beekeepers, the income from the rape and sunflower honey usually covers their costs (Table 3).

Table 3. Some honey production data related to the examined invasive alien bee pasture species
3. táblázat. Néhány méztermeléssel kapcsolatos adat a vizsgált idegenhonos inváziós mézelő növényfajokkal kapcsolatban

Examined species' honey	Average honey yield (kg/hive)	Quality	Share in the income (%)	Importance
acacia (black locust) honey	15-30	good (especially organic)	30-50	most important honey-producing species
milkweed honey	5	decreasing	<10	decreasing importance
goldenrod honey	not measurable	not assessed due to the very small quantity	not measurable	preparation bees for winter

The current saturation of the market makes it more difficult to sell honey, also in the studied region. A major problem for beekeepers is the increasing inflow of fake honey, mainly from China and Ukraine, which is available at much lower prices. Most of this kind of honey is diluted and also contains large amounts of inverted sugar, which is added to the honey. Beekeepers find that the majority of consumers are not aware of honey adulteration and many are price-sensitive, which is why the interviewed beekeepers were unable to sell most of the acacia honey they produced in 2022 at a marketable price. In the current situation, they could sell their monofloral honey below cost, which would mean a huge loss for them. Nevertheless, acacia honey is still popular among consumers, who also buy rape and sunflower honey. Consumers are also looking for milkweed honey, but due to the mentioned problems, it is hard to produce. Linden honey is a specialty, much sought by buyers. In addition, there is a demand for mixed flower honey but is very difficult to produce as it would require a significant quantity of wildflowers. According to the beekeepers, the proportion of wildflower meadows in our country and in the region is in rapid decline.

Other valuable bee pastures besides the invasive alien bee pasture species

Beekeepers consider the presence of the field protective forest strips and bushes very important, especially for the protection of bees, but also for their honey production, particularly in spring. The forest strips and bushes next to the sunflower and rape fields help the bees to survive the windy days, where beekeepers often place their hives during migration. In the area near Páhi there used to be willows along the canals in early spring, but they were removed during cleaning, which, according to a beekeeper, caused a great loss of pollen. Trees and shrubs that bloom in spring and mid-to late summer would be very important for bees, such as Chinese scholar tree (*Styphnolobium japonicum*), Evodia (*Tetradium daniellii*), green maple (*Acer negundo*), hazel (*Corylus avellana*), and golden raintree (*Koelreuteria paniculata*). Unfortunately, the amount of pollen is scarce, and most of the farmers do not leave the plant species they identify as "weeds" (e.g. annual yellow woundwort (*Stachys annua* L.)), so many of these species have now almost disappeared. Plenty of pollen is essential for the successful preparation of the bees for winter. The nectar is also important, but beekeepers can replace it by feeding.

Beekeepers believe that nowadays there are very few native bee pasture species, so it is not possible to base honey production only on native species, which would require a lot of migration and it would be very stressful for the bees. In their opinion, if the black locust was not in our country, only about a third of the current bee colonies would be able to survive under the existing conditions. Among the native species, small-leaved and silver linden were highlighted by several beekeepers for their higher nectar yield, but there are only a few areas in Hungary with large, continuous linden stands (Szekszárd is the closest), which would not be able to support so many bee colonies. Table 4 summarises the bee pastures that are important for beekeepers besides the invasive alien bee pasture species.

Table 4. Valuable bee pastures besides the invasive alien bee pasture species.
4. táblázat. Egyéb értékes méhlegelők az idegenhonos inváziós mézelő fajok mellett.

Other valuable bee pastures
native bee pasture species (linden)
wildflower meadows
field protection forest strips
weed species
blooming trees and scrubs

According to the interviewed beekeepers, a mixed bee pasture (a multi-species wildflower habitat) would be the most optimal for the health of the bees. It is also much more favourable due to its species diversity and provides flowering plants at different times. Another advantage of mixed bee pastures is that usually no chemicals are used in these fields, which is also favourable for bees. One beekeeper pointed out that it is not beneficial to have a lot of wildflowers near the black locust trees, as they can be

disturbing and the acacia honey will not be pure (if they flower at the same time) (Table 5). In contrast, monoculture species can produce larger yields.

Table 5. Advantages of mixed bee pastures compared to invasive bee pasture species
 5. táblázat. A vegyes méhlegelők előnyei az idegenhonos inváziós mézélő fajokkal összehasonlítva

Advantages of mixed bee pastures
more optimal for the health of the bees
high species diversity
continuous flowering
sufficient quantity of pollen
no chemical treatment

The importance of bees and pollination for agriculture

Farmers do not necessarily do their activities in a way that is favourable to beekeepers, but they are open to letting the beekeepers to their fields with their hives. They appreciate the presence of bees. As a farmer said: "I know that my sunflowers will be much more beautiful if there are bees around" (farmer3). According to the opinion of a farmer, beekeepers deserve much more support, as the current situation unfortunately does not allow them to make a living from only beekeeping. In general, the interviewed farmers are trying to use as few chemicals as possible, but opinions are divided on the impact of these products on bees. Some of them think that these chemicals are definitely harmful to bees, but others think their proper use is important. Where the use of chemicals can be avoided, some farmers use crop rotation to prevent damage caused by pests. The interviewed farmers grow many wind-pollinated species and have not experienced the pollinator crisis yet in this region. Nevertheless, they are aware of the value of the presence of bees and other pollinators. Based on their information, pollination is already much worse in the USA and other countries with more intensive agriculture. This is why farmers also consider the attitude change towards pollination essential.

Legislation and subsidies

In terms of legislation that helps control the examined invasive alien bee pasture species, the conservation experts mentioned Article 7 of Regulation (EU) 1143/2014 on invasive alien species, which contains several restrictions on the species listed in the Commission Implementing Regulation (EU) 2017/1263. Among the examined species, the common milkweed is on the list. They are prohibited from being used, placed on the market and traded. This prohibition also applies to the production and trade of milkweed products. Beekeepers interviewed locally were typically not aware of this

legislation. For them, the species and its honey are still significant and also for the consumers, therefore the ban is incomprehensible to them.

In addition, the Hungarikums (products that stand out for their uniqueness, quality and Hungarian characteristics (XXX. act of 2012)) were mentioned, which, according to the conservation experts, provide some protection even for an invasive plant species that causes serious damage to nature, such as the black locust, the tree and its honey of which were declared as Hungarikums in 2014.

Regarding the subsidies to help control the examined invasive alien bee pasture species, the conservation experts mentioned the agri-environmental schemes (AES). This subsidy was also mentioned by farmers in relation to the chemical-free strips, which most of them are incorporating into their farming. The interviewed farmers also highlighted that keeping their land weed-free is a requirement for basic agricultural subsidies (Single Area Payment Scheme). If the rate of weed infestation exceeds 50% within the examined plot, the subsidies will not be paid.

The interviewed foresters mentioned the EU forestry-related payments (CAP Pillar II - Rural Development Programme (RDP)) and the income support (afforestation and reforestation premiums (RD 39 - maintenance and income support)) concerning the black locust. On private land, black locust is now allowed beside the native species if they represent a maximum of 30% of the tree species. Although most of the legislation and subsidies mentioned do not focus specifically on invasive plant species, they certainly have an impact on their control.

The majority of beekeepers feel that they would consider indigenous bee pasture species if they were available and provided the same level of income. They also see a potential in native bee pasture species, if they can provide bees with sufficient nectar and pollen. There are subsidies for farmers specifically targeted at native bee pastures but for some reason, they are not seen as favourable. The average temperature is rising, and summer rainfall is scarce and therefore beekeepers do not have many options for bee pasture species, rather "they [the beekeepers] should be happy that they still have the black locust, the sloe and the blackthorn bushes" (beekeeper1).

The interviewed farmers usually had no problems complying with the greening subsidy requirements. They use a rotation system, and they also have lucerne and grassland areas and they have fallow land as well. It can be mown after 1 June and is used as fodder. The interviewed farmers emphasized that they could not operate without agricultural subsidies, these are vital for them, especially in years of summer drought. Typically, they applied for several types of subsidies. Single Area Payment Scheme (Basic income support for sustainability (BISS) and complementary redistributive income support for sustainability (CRISS) from 2023), Greening (Eco-scheme from 2023) and agri-environmental schemes (AES) were mentioned by all interviewed farmers. Under the AES, several commitments have been made, e.g. keeping chemical-free strips, and fallow ((over)sown species: *Lolium italicum* and *Lolium perenne*, *Fabaceae* species: lucerne (*Medicago sativa*), white and purple clover (*Trifolium repens* and *Trifolium incarnatum*).

The relationship between the stakeholder groups

Representatives from the stakeholder groups mentioned several cases of conflicts (Table 6), but most of them could be resolved through personal discussions.

Table 6. Relationships between the stakeholder groups
6. táblázat. Az érintett csoportok közötti kapcsolatok

Stakeholder group pairs	Conflicts	Consultations (frequency, topic)
Conservationists - Beekeepers	<ul style="list-style-type: none"> - unauthorized placement of the beekeeper's hives - the dispersal of milkweed seeds by beekeepers - the presence of migratory beekeepers in protected areas → competitive pressure on wild bees 	- no targeted continuous consultations, only rarely about the placement of beekeeper's hives
Conservationists - Foresters	- too strict nature conservation regulations	- regular contact with the Kiskunság National Park Directorate in the protected area
Conservationists - Farmers	- too strict nature conservation regulations	<ul style="list-style-type: none"> - regular contact with the Kiskunság National Park Directorate in the area (land leasing) - working on a project together
Beekeepers - Farmers	- poisoning cases regarding oilseed rape	- rarely, about the placement of beekeeper's hives
Beekeepers - Foresters	- no specific conflict cases were mentioned	- regular communication e.g. about black locust blossoming
Foresters - Farmers	- no specific conflict cases were mentioned	- rarely, e.g. if forest is established next to agricultural land

Regarding the relationship between conservationists and beekeepers, the interviewed conservationists mentioned the black locust being the primary species for beekeepers as one of the conflicting points. The dispersal of milkweed seeds by beekeepers and the unauthorized placement of their hives were also named as possible conflicts. The research of Miklós Sároszpataki on bee fauna around Lake Kolon was also mentioned from the conservation side. The preliminary results (not published yet) suggest that the presence of migratory beekeepers in protected areas is not beneficial. The area has a rich bee fauna, but these wild bee species live in much smaller colonies

than domestic bees (a few 100 individuals per colony) and some species are solitary. If a beekeeper appears in such areas with 60-80 hives (about 40,000 bees per colony), this puts competitive pressure on wild bees. However, conservationists prefer personal discourse also in this case, because "you cannot protect nature against the man living in the landscape, only with him!" (conservationist1).

Regarding the relationship between conservationists and foresters, the conservationists mentioned the black locust being the primary species for foresters as a conflicting point. Clear-cutting of a black locust-dominated forest mixed with poplar trees was also named as a conflict case where conservationists wanted to keep the group of poplar trees standing. Fortunately, it was finally resolved by an agreement. Forest managers perceive some regulations of the conservation sector as too strict. They believe that in protected forests the restrictions are perfectly understandable, but in all other forest areas the forest companies should be compensated if restrictions are imposed on them. According to the opinion of the foresters, the conservation sector might need to reconsider some of their regulations in light of the current climatic conditions. However, it is positive that there have been cases where the representatives of the two sectors were able to reach a consensus relatively easily (e.g. when forestry activities could be carried out only after the breeding season to protect the nesting of protected birds).

Regarding the relationship between conservationists and farmers, there was a conflict about overgrazing in the area of Fülöpszállás, which was also resolved after a personal discussion. Conservationists emphasized that conflicts were more common in the 1990s, nowadays more farmers are aware of the importance of protecting nature. Based on their experience, it is usually easier to find consensus with small-scale farmers who do less intensive farming in a smaller area. Larger farms tend to carry out intensive agricultural activities, which are much more difficult to reconcile with nature conservation. One of the interviewed farmers had already worked on a project together with a conservationist. Some farmers lease land from the national park directorate and therefore, consult conservationists in person several times a year. Farmers also mentioned the too strict regulation of conservationists, but overall, they see positive progress and they are much more attentive to each other than 10–20 years ago.

Beekeepers have mostly had conflicts with farmers, typically over poisoning. Some of the interviewed beekeepers reported conflicts about using pesticides on rape fields, but only one of them was personally involved. In this case, the beekeeper did not notice that pesticide was applied on the rape field and only became aware of it after observing the confusion of his bees. As a result of the chemicals the bees smelled different, which caused the family to disown them. After this situation, the beekeeper visited the farmers concerned, but the personal discussion did not lead to a solution. In principle, beekeepers also try to be cooperative with farmers, but in such cases, it is very difficult, where there is no willingness to make a compromise on the other side. Fortunately, there are an increasing number of positive examples where the farmer notifies the beekeeper about the time of pesticide use.

Regarding the information flow between sectors, conservationists reported that there is a lack of interdisciplinary discourse on the topic of invasive alien bee pasture

species in the region. Conservationists reported about occasional discussion forums in the Kolon café that farmers may be particularly interested in. Farmers and foresters in the area are in regular contact with the national park directorate but there is no targeted, continuous communication between conservationists and beekeepers, only rarely about the placement of their hives. Beekeepers and foresters regularly communicate with each other, e.g. about black locust blossoming. Farmers rarely meet forest managers (e.g. if the forest is established next to agricultural land) and consult with beekeepers only about the placement of hives.

The majority of beekeepers believe that it would help if everyone knew more about the other sectors and their current situation. The interviewed forest managers think that each sector is trying to promote its interest but it is positive that there are increasing consultations, where the sectors can hear each other's views. The local foresters believe that many times sectors are interdependent, perhaps this might lead them towards a discourse. Overall, the relationship between stakeholders is fairly occasional. It is important to improve this in the future, particularly concerning contacts with beekeepers.

Discussion

Our study showed that the stands of the examined invasive alien plant species can be better controlled nowadays through conservation eradication projects. This is also supported by Ábrám et al. (2019) and Bolla (2012), who mention the eradication of the examined species on several 100 hectares of two projects in the area of Kiskunság National Park.

The black locust is still the most important honey species for beekeepers around Lake Kolon. A similar result was obtained by a questionnaire survey conducted among beekeepers by Arany et al. (2017) in South Transdanubia. Our study shows that in the area of Lake Kolon, the black locust is the most important economic tree species for forest managers. Fejes et al. (2023) state the same concerning the area of the Peszéri-forest.

Our interviews showed that climate change also has a negative impact on invasive bee pasture species as also confirmed by Vercelli et al. (2021) (nectar decline, early spring frosts in case of black locust).

Based on the interviews, the common milkweed is constantly losing its beekeeping importance due to climate change, and the invasive goldenrod species are playing a role only in preparing bees for winter if they are available around the homesteads of the beekeepers in the study area. Both species are important for beekeepers, so the negative trend is very unfavourable for them. The beekeepers who completed the questionnaire of Arany et al. (2017) missed these species in the South Transdanubian region because these were perceived as important bee pasture species between June and September. Our interviews showed that for farmers, it is important to control the

herbaceous invasive species because it is a requirement for subsidies, which are essential for them. Kalóczkai et al. (2012) also considered the vulnerability of farmers to subsidies as a major problem.

According to the experience of the local beekeepers in the study area acacia honey is still the most popular among customers, and there is also a high demand for milkweed honey but unfortunately, less and less of it can be produced. Arany et al. (2019) also show in a regional case study in Kiskunság that there is a regional demand for the delicious milkweed honey and it is considered a real specialty.

Based on our interviews the beekeepers have to deal with honey adulteration. The inflow of fake honey makes it difficult to sell real honey, as our research has already highlighted this problem at the national level (Meinhardt et al. 2022).

Beekeepers believe that the mixed bee pasture would be optimal for the health of the bees but also the protective forest strips, bushes, flowering trees and shrubs are very important for them. Similar views are expressed by Prohászka et al. (2023) and Arany et al. (2019). To increase species diversity, Arany et al. (2017) consider the importance of planting different honey-producing species (e.g. medicinal and herbs), while Dunai and Pinke (2023) draw attention to the increasing beekeeping importance of lacy phacelia (*Phacelia tanacetifolia* Benth).

Our research revealed some conflicts between the stakeholder groups due to their different interests. Fejes et al. (2023) also reported conflicts between conservationists and foresters concerning the black locust and nature conservation restrictions in the area of Peszéri-forest.

Local beekeepers mentioned conflict cases with farmers concerning poisoning, mostly due to a lack of communication and knowledge. Consequently, there is also a need to raise awareness among farmers to increase their understanding of the importance of pollination and the beekeeping sector, as suggested by Tarakini et al. (2020) and Hevia et al. (2020). Osterman et al. (2021) emphasise that farmers need to be involved in the conservation of pollination services.

Although the subsidy of the native bee pastures has been available for several cycles, according to the farmers interviewed, many local farmers do not take advantage of it. However, they are reluctant to take advantage of subsidies specifically targeted at Indigenous bee pasture species, because for some reason they are not seen as favourable. As a result, the subsidy for the native bee pastures in this form has not met the expectations of policy-makers, as already indicated by a conservationist in a national-level interview (Meinhardt et al. 2022). According to the interviewed beekeepers and farmers, it is not possible to make a living from beekeeping alone. There is a new subsidy: “animal welfare support in the beekeeping sector (CAP-RD33-1-24)”. This could increase the viability of the beekeeping sector. In addition, encouraging the farmers to plant native bee pastures and apply for the related subsidy can also be recommended. This could be a win-win situation for all three sectors (apiary, agriculture and nature conservation).

According to Kalóczkai et al. (2012), to develop a healthy, diverse habitat system that is sustainable in the long term, it is necessary to realize that all sectors are interdependent, and such a system can only be operated through effective communication and consensus.

Acknowledgement

The authors are grateful to the interviewees for sharing their experiences and opinions.

References

- Arany I., Czúcz B., Csonka I., Kovács-Hostyánszki A., Molnár Zs. 2017: Tájváltozás, tájhasználat és az ideális méhlegelő dél-dunántúli méhészek szemével. Land use, land use change and the ideal bee pasture in the perception of beekeepers from Southern Transdanubia, Hungary. Természetvédelmi Közlemények 23: 127–143. DOI: <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2017.23.127>
- Arany, I., Vari, Á., Aszalós, R., Kelemen, K., Kelemen, M. A., Bóné, G., Lellei-Kovács, E., Czúcz, B. 2019: Diversity of flower-rich habitats as a persistent source of healthy diet for honey bees. European Journal of Geography 10(2): 89–106.
- Ábrám Ö., Bíró Cs., Morvai E., Boros E. 2019: A Kolon-tó nyíltvíz rekonstrukciójának hatása az élőhelyekre és limnológiai tényezőkre. Impact of the open water reconstruction of Lake Kolon on habitats and limnological factors. Hidrológiai Közöny 99(3): 30–36.
- Ábrám Ö., Bíró Cs., Morvai E., Kovács E. 2020: A Kiskunsági Nemzeti Park Kolon-tavi törzsterülete által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások értékelése, térképezése. Assessment and mapping of ecosystem services provided by the Kolon Lake core area of Kiskunság National Park. Tájökológiai Lapok 18(1): 1–13. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3476>
- Babbie, E.R. 2013: The Practice of Social Research; Thirteenth edition.; Wadsworth Cengage Learning: Belmont, Calif, ISBN 978-1-133-04979-1.
- Bartha D., Csiszár Á., Zsigmond V. (2006): A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Biológiai Inváziók Magyarországon, Özönnövények II., Biological Invasions in Hungary, Invasive Plants II. (editors: Botta-Dukát, Z., Mihály, B.), Budapest, ISBN 963 87073 2 1, pp. 37–67.
- Bolla B. 2012: Inváziós növényfajok irtása a Csengődi-síkon. Eradication of invasive plant species on the Csengődi plain. Természetvédelmi Közlemények 18: 77–81.
- Csiha I., Kovács Cs. 2018: Nyírségi akácvirágzási megfigyelések. Observations on acacia bloom in Nyírség. Alföldi Erdőkért Egyesület, Kutatói nap, NAIK-ERTI Püspökladány, pp. 93–98.
- Dunai É., Pinke Gy. 2023: A közönséges mézontófü (*Phacelia tanacetifolia* Benth.) termesztésének magyar vonatkozású történeti áttekintése. Historical overview of the cultivation of common honey grass (*Phacelia tanacetifolia* Benth.) in Hungary. Botanikai Közlemények 110(1): 43–60. <https://doi.org/10.17716/BotKozlem.2023.110.1.43>
- Espen, M. V., Williams, J. H., Alves, F., Hung, Y., Graaf, D. C. D., Verbeke, W. 2023: Beekeeping in Europe facing climate change: A mixed methods study on perceived impacts and the need to adapt according to stakeholders and beekeepers. Science of The Total Environment 888 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164255>
- Fejes Zs., Vadász Cs., Andrési D., Tormáné Kovács E. 2023: Konfliktusok és közös pontok feltárása a Peszéri-erdő főbb érintettcsoportjai között az OAKEYLIFE Projekt kapcsán. Revealing Conflicts and Common Ground Among the Main Stakeholder Groups of the Peszéri Forest Related to the OAKEYLIFE Project. Tájökológiai Lapok 21(2): 29–46. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.4952>
- Feketéné Ferenczi, A.; Kovácsné Soltész, A.; Szűcs, I.; Bauerné Gáthy, A. 2024: Current Situation of Honey-Producing Apiaries—Quantitative Study of Honey Production Characteristics Based on a Questionnaire Survey in Hungary. Agriculture (14): 2100. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture14122100>

- Hevia, V., Garcia-Llorente, M., Martinez-Sastre, R., Palomo, S., Garcia, D., Minarro, M., Perez-Marcos, M., Sanchez, J. A., González, J. A. 2020: Do farmers care about pollinators? A cross-site comparison of farmers' perceptions, knowledge, and management practices for pollinator-dependent crops. *International Journal of Agricultural Sustainability* 19(1): 1–15. DOI: <https://doi.org/10.1080/14735903.2020.1807892>
- IPBES 2023: Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., and Renard Truong, T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430682>
- Kalóczkai Á., Kelemen E., Pataki Gy. 2012: Agrár-környezetgazdálkodás a Peszéradacsi rétek gazdálkodóinak szemszögéből. *Agri-environmental schemes through the lens of farmers. Természetvédelmi Közlemények* 18: 257–266.
- Meinhardt S., Czóbel Sz., Kovács-Hostyánszki A., Szigeti V., Tormáné Kovács E. 2022: Egyes mézelő idegenhonos özönfajok értékelése ágazati interjúk alapján. *Tájökológiai Lapok* 20(2): 23–39. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3447>
- Newing, H., Eagle, C.M., Puri, R., Watson, C.W. 2011: *Conducting research in conservation – A social science perspective*. Routledge, New York, p. 376
- Osterman, J., Landaverde-González, P., Garratt, Mi. P. D., Gee, M., Mandelik, Y., Langowska, A., Minarro, M., Cole, L. J., Eeraerts, M., Bevk, D., Avrech, O., Koltowski, Z., Trujillo-Elisea, F. I., Paxton, R. J., Boreux, V., Seymour, C. L., Howlett, B. G. 2021: On-farm experiences shape farmer knowledge, perceptions of pollinators, and management practices. *Global Ecology and Conservation* (32) e01949. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01949>
- Patton, M. Q. 2002: *Qualitative Research & Evaluation Methods*. Sage Publications, London, p. 598.
- Porcsin A., Szakálosné Mátyás K., Keserű Zs. 2023: A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) helyzete a klímaváltozás tükrében. The situation of white acacia (*Robinia pseudoacacia*) in the light of climate change. *Alföldi Erdőkért Egyesület, Kutatói nap, Tudományos eredmények a gyakorlatban, Lakitelek*, pp. 33–41. ISSN 2063-8256
- Prohászka V. J., Kollányi L., Borsos B., Fridrich I., Kilián I., Máté L., Zaja P., Kovács E. 2020: Az ökoszisztémák és szolgáltatásaik összehasonlítása két ökofaluban: Visnyeszéplakon és Gyűrűfűn. *Visnyeszéplak and Gyűrűfű eco-villages compared along their ecosystem status and ecosystem services concepts. Tájökológiai Lapok* 18(2): 147–163. DOI: <https://doi.org/10.56617/tl.3492>
- Prohászka, V. J., Tormáné Kovács, E., Saláta, D., Kollányi, L., Sárospataki, M. 2023: A pollináció mint ökoszisztéma-szolgáltatás vizsgálata Visnyeszéplak, Gyűrűfű és Magyarlukafa településeken. Investigation of pollination as an ecosystem service in Visnyeszéplak, Gyűrűfű and Magyarlukafa settlements. *Természetvédelmi Közlemények* 29: 64–81. DOI: <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2023.29.64>
- Tarakini, G., Chemura, A., Musundire, R. 2020: Farmers' Knowledge and Attitudes Toward Pollination and Bees in a Maize-Producing Region of Zimbabwe: Implications for Pollinator Conservation. *Tropical Conservation Science* 13: 1–13. <https://doi.org/10.1177/1940082920918534>
- Vercelli, M., Novelli, S., Ferrazzi, P., Lentini, G., Ferracini, C. 2021: A Qualitative Analysis of Beekeepers' Perceptions and Farm Management Adaptations to the Impact of Climate Change on Honey Bees. *Insects* (12): 228. DOI: <https://doi.org/10.3390/insects12030228>

http1: https://foldalap.am.gov.hu/download.php?id_file=45717 (2024. 11. 24.)

Regulations

Act XXX of 2012 on Hungarian national values and hungarikums.

Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species.

Commission Implementing Regulation (EU) 2017/1263 of 12 July 2017 updating the list of invasive alien species of Union concern established by Implementing Regulation (EU) 2016/1141 pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council.

Érintett ágazatok álláspontja a Kolon-tó környékén egyes idegenhonos mézelő inváziós növényfajok vonatkozásában

MEINHARDT S.^{1,2}, CZÓBEL SZ.³, ÁBRÁM Ö.^{1,2}, MORVAI E.⁴, TORMÁNÉ KOVÁCS E.²

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola

2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1. email: sarapata27@gmail.com ; orsabram@gmail.com

²Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1, e-mail: kovacs.eszter@uni-mate.hu

³Szegedi Tudományegyetem, Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet

6800 Hódmezővásárhely, Andrassy út 15. email: czobel.szilard.endre@szte.hu

⁴Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

6000, Kecskemét, Liszt Ferenc utca 19. email: morvaie@knp.hu

Kulcsszavak: méhlegelő növényfajok, inváziós növények, természetvédelem, méhészet, erdészet, mezőgazdaság

Összefoglalás: A hazai méhészeti ágazat jelenleg nagymértékben függ az idegenhonos mézelő inváziós növényfajoktól, mint pl. a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) és az invazív aranyvessző fajok (*Solidago gigantea* Ait. és *Solidago canadensis* L.). 2023 márciusa és októbere között félig strukturált interjúkat készítettünk a Kolon-tó környékén a legfőbb érintett ágazatok képviselőivel: természetvédelmi szakemberekkel, méhészekkel, erdőgazdálkodókkal és mezőgazdálkodókkal. Vizsgálatunk fő célja az volt, hogy felmérjük a négy érintett csoport megítélését az idegenhonos mézelő inváziós növényfajok vonatkozásában, valamint feltárjuk a konfliktusos pontokat. Eredményeink alapján a fehér akác jelenléte a területen csak a természetvédelmi ágazat számára nem kívánatos, a közönséges selyemkóró a legkárosabb faj mind természetvédelmi, mind mezőgazdasági szempontból. Az inváziós aranyvessző fajok ritkábban fordulnak elő, de természetvédelmi szempontból szintén nem kedvezőek. Ezek a fajok a méhek téli felkészítésében játszanak szerepet. A méhészek más értékes méhlegelőket is említettek (pl. mezővédő erdősávok, virágzó fák és cserjék, vadvirágos rétek, őshonos méhlegelők, mint pl. a hárs), amelyek közül több is helyettesítheti az idegenhonos inváziós fajokat. Az agrártámogatások létfontosságúak a helyi mezőgazdálkodók számára. Ezzel együtt azonban nem szívesen veszik igénybe a kifejezetten az őshonos mézelő növényfajokkal kapcsolatos támogatást, mert valamilyen okból kifolyólag nem tekintik őket kedvezőnek. Ami a konfliktusokat illeti, az erdőgazdálkodók és a mezőgazdálkodók túl szigorúnak tartják a természetvédelmi ágazat szabályozásait és korlátozásait. A terület gazdag vadméhfaunája miatt a természetvédelmi szakemberek nem preferálják a vándorméhészek jelenlétét kaptárjaikkal, amelyek kompetíciós nyomást gyakorolnak a vadméhekre. A méhészek a mezőgazdálkodókkal kapcsolatban számoltak be konfliktusos esetekről repcén történt méhmérgezés vonatkozásában. Összességében elmondható, hogy a megkérdezett méhészek nyitottak az őshonos mézelő növényfajokra, de jelenleg az ágazat függ az idegenhonos mézelő növényfajoktól. Emellett vannak konfliktusos esetek az érintett csoportok között, de ezek többsége diskurzussal feloldható.



A lokáció, az irány és a távolság összefüggéseinek vizsgálata az inváziós fajok tömegességére kiskunsági élőhely-helyreállítási kísérletek táji környezetében

SÁRADI NÓRA^{1,2,3}, REIS BRUNA PAOLINELLI⁵, CSÁKVÁRI EDINA^{1,2}, CSONKA ANNA CSEPERKE^{1,2,4}, VÖRÖS MÁRTON^{1,2,4}, VERBÉNYINÉ NEUMANN KRISZTINA³, TÖRÖK KATALIN¹, HALASSY MELINDA^{1,2}

¹ HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4., e-mail: saradi.nora@ecolres.hu; csakvari.edina@ecolres.hu; conka.cseperke@ecolres.hu; voros.marton@ecolres.hu; torok.katalin@ecolres.hu; halassy.melinda@ecolres.hu

² Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium (EBNL), HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, 1113 Budapest, Karolina út 29.

³ Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet, Növénytan Tanszék, Agrobotanika csoport, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1., e-mail: neumann.krisztina86@gmail.com

⁴ Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

⁵ Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, C2, Piso 5, 1749-016 Lisboa, Portugal, e-mail: brunapaolinelli@gmail.com

Kulcsszavak: élőhely restauráció, özönnövények, inváziós nyomás, homoki gyepék

Összefoglalás: Bolygónk biodiverzitásának csökkenését részint az idegenhonos inváziós fajok meglepedése és terjedése idézi elő. Ha egy inváziós faj meghonosodott egy új élőhelyen, oly mértékben megváltoztathatja az ökoszisztéma szerkezetét és működését, hogy az az eltávolítás után is hat, visszaszorításuk és kiirtásuk igen körülményessé válik. Az ökológiai restaurációt, ha hatékonyan és fenntartható módon hajtják végre, hozzájárul a biológiai sokféleség védelméhez, valamint az éghajlatváltozás enyhítéséhez, vagy az azzal szembeni ellenálló képesség vagy alkalmazkodóképesség növeléséhez, hatékony módszernek bizonyult továbbá az inváziós fajok visszaszorítása ellen. Az inváziós fajok jelenléte a tájban ugyanakkor veszélyeztetheti a restaurációs célok elérését. Jelen kutatásunkban célunk értékelni, hogy a lokáció, az égtáji orientáció és a távolság függvényében hogyan változik az egyéves és évelő inváziós fajok abundanciája a restaurációs helyszíneken és környékén, továbbá mely faktorokat kell esetlegesen figyelembe venni a restaurációs beavatkozások tervezésénél. Ennek érdekében 2020–2021-ben nyolc kísérleti területet választottunk a Kiskunságban, melyek középpontjától nyolc égtáj irányában, 100 méter hosszú transzektek mentén, egymás melletti 1 m × 1 m-es parcellákban megszámláltuk az egyes özönfajok hajtásainak számát. A kutatásban vizsgált mindhárom táji faktor (lokáció, irány, távolság) szignifikáns összefüggést mutatott az inváziós fajok hajtásszámára vonatkozóan. Az egyházi inváziós fajok a területre jellemző domináns széliránynak (ÉNy-DK) megfelelően orientálódtak a területeken, az évelők esetén ÉK-i dominancia volt. Az inváziós fajok 100 méteren belüli hajtásszáma nem változott ugrásszerűen, vagyis ez várhatóan nem befolyásolja jelentősen a restaurációs törekvések sikerét. A terület hatás felhívja a figyelmet arra, hogy egy adott terület élőhelyösszetétele és korábbi története jelentős hatással lehet a restaurációs beavatkozások sikerére.

Bevezetés

A biológiai invázió olyan fajok terjedését jelenti, amelyek nem őshonosak egy adott területen. Ezek a fajok gyakran okoznak környezeti és gazdasági károkat, különösen a mezőgazdaságban. Az emberek közvetlenül és közvetve is hozzájárulhatnak a terjedésükhöz, például véletlen behurcolásukkal vagy szándékos betelepítésükkel (Csiszár 2012, Varga et al. 2016).

Az invázió globálisan soha nem látott mértékűvé vált, és az inváziós fajok betelepülési üteme és az általuk okozott környezeti problémák egyre intenzívebbé válnak (Seebens et al. 2017, Wilson et al. 2007). Ha egy inváziós faj egyszer már elterjedt egy új élőhelyen, a kiirtása nagyon körülményessé válik, és a terület élővilága sokszor beavatkozás után sem áll magától helyre (Price és Weltzin 2003). Ezért az ökológiai restaurációt egyre fontosabbnak tartják az invázió elleni küzdelemben (Weidlich et al. 2020). Az ökológiai restauráció célja, hogy segítsen a degradált, sérült vagy elpusztult ökoszisztémák ökológiai integritásának helyreállításában (Gann et al. 2019).

A táji szintű hatások felmérése és megértése elengedhetetlen a sikeres helyreállítási stratégiák tervezéséhez (Helsen et al. 2013, Prach et al. 2015). A környező táj nagymértékben meghatározza, hogy az inváziós fajok miképpen képesek terjedni (O'Reilly-Nugent et al. 2016). Egy erős antropogén hatás alatt álló térségben sok élőhely az inváziós fajok forrása, amelyek kolonizációjukkal alááshatják a helyreállítási erőfeszítéseket (Holl és Aide 2011, Vilà és Ibáñez 2011, Csecserits et al. 2016, Guido et al. 2016). A környező táj szerkezete befolyásolhatja az inváziós folyamat bármelyik, vagy valamennyi szakaszát, amelyek: (1) a megjelenés, (2) az elszaporodás, (3) az özönnövénynyé válás, (4) a szétszóródás, amely a táj szerkezetével kölcsönhatásba lépve hoz létre (5) térben elkülönült inváziós populációkat, amik megalapozhatják az inváziós fajok további terjedését (With 2002). Ez a folyamat összefügghet a fajok életformájával is. Az egygyári fajokat hatékony szaporodás és terjedés jellemzi, akár többféle terjedési vektorral rendelkezhetnek (pl. szélterjesztés és vegetatív terjedés), és különböző csírázási stratégiák (pl. a magok képesek a biotikus feltételeket érzékelni) biztosíthatják gyors megtelepedésüket egy új élőhelyen (Fenesi 2012). Ugyanakkor, az évelő inváziós fajok esetében a terjedés és az új élőhelyekre való adaptív evolúció gyakran sokkal lassabb és nehezebb lehet, de a hosszabb tartózkodási idő lehetővé teszi, hogy az inváziós fajok több helyet meghódítsanak, növelve az invázió léptékét (Ni et al. 2021).

A gyepek a legsebezhetőbb élőhelyek közé tartoznak, mivel ezeken a területeken figyelték meg a legnagyobb mértékű növényi inváziót (Catford és Jones 2019). A földhasználati mód elhagyása vagy megváltozása általában véve elősegíti az inváziót (Vilà és Ibáñez 2011). A gyepterületekről megállapították, hogy könnyebben fertőződnek inváziós fajokkal, ha a hagyományos emberi beavatkozások (pl. legeltetés vagy kaszálás) megszűnnek (Axmanová et al. 2021). Magyarországon az elmúlt három évtizedben felgyorsult a művelés felhagyása (Valkó et al. 2016, Szirmai et al. 2022), ami lehetőséget teremt a szabaddá vált területek megújulására, de az inváziós fajok előretörésére is (Török et al. 2003).

A HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézetének Restaurációs Ökológiai Kutatócsoportja már több mint 20 éve kísérletezik kiskunsági homoki gyepeken különböző élőhely-helyreállítási technikákkal (kaszálás, szénforrás adagolás és magvetéses módszerekkel). Az eddigi eredmények azt mutatják, hogy a helyreállítási beavatkozások eredményessége nemcsak magától a helyreállítási beavatkozástól, hanem a környező tájtól is függ (Reis et al. 2022). Bár a környező táj hatása látható a helyreállítási beavatkozások sikerességére (Reis et al. 2022), hiányoznak az ismereteink arról, hogy az inváziós fajok tömegessége milyen összefüggéseket mutat a lokalitással, illetve milyen távolságokat és irányokat kell esetlegesen figyelembe venni az inváziós veszély becslésére.

Korábbi kutatásunkra (Reis et al. 2022) alapozva, jelen tanulmányban azt vizsgáljuk, hogy a restaurációs kísérleti helyszínek 100 m-es körzetében (1) a kísérletek közép-pontjától való távolság, (2) az égtájak szerint vett irány, vagy maga a (3) kísérletek lokációja az, ami befolyásolja a környező tájból eredő invázió mértékét, valamint, hogy (4) a két fő inváziós életformatípus (egynyári és évelő – utóbbi csoport tartalmazza a fásszárúakat is) mennyiben tér el ezekben.

Anyag és módszer

A kutatás a Kiskunság száraz homoki területein a Kiskun LTER terepi állomáshoz kapcsolódóan három település külterületén folyt (Bugac, Fülöpháza, Izsák). A három településen összesen 8 db kísérleti helyszín került felmérésre (Fülöpháza: 6, Bugac: 1, Izsák: 1). A kutatási helyszíneket bemutató térkép a 1. ábrán látható.

A Duna-Tisza Közi Homokhátságon az éves átlaghőmérséklet 10,5 °C, nagy napi és éves hőingásokkal. Az éves csapadékmennyiség 520–540 mm, az aszályos periódusok egyre gyakoribbá válásával (különösen nyáron). Az uralkodó szélirány ÉNY-DK irányú. Gyenge termékenységű, meszes, humuszos homoktalajok határozzák meg a tájat, amelyet több mint 90%-ban homok és kevesebb, mint 1% humusztartalom jellemez (Molnár 2003, Kovács-Láng et al. 2008, Buzási et al. 2021). Az egyik legjellemzőbb élőhelytípus a legszárazabb helyeken a nyílt pannon homoki gyepek, melynek az egyik legjellemzőbb alegysége a Duna-Tisza közti meszes homokpuszta (*Festucetum vaginatae* „danubiale”) (Bölöni et al. 2007). A történelmi emberi földhasználat következtében a jelenlegi táj nagy részét mezőgazdasági területek (57%), erdők – főként nem őshonos ültetvények – (19%) és települések (6%) borítják (Büttner et al. 2001).

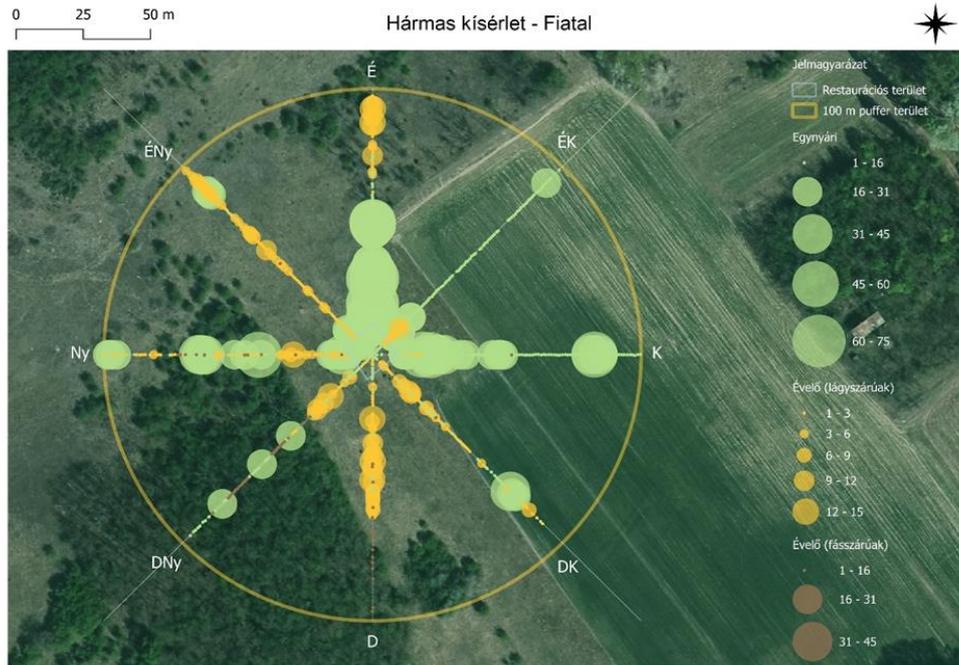
A nyolc kísérleti helyszín három korábban beállított kísérlet táji környezetének inváziós felmérését foglalta magába. Az egyes kísérletben 1994 és 1995 között fehér akác ültetvényeken (ca. 0,5–1 ha) (kísérleti helyszínek elnevezése: Bugac, Fülöpháza, Izsák) a fák letermelése és a tönkök vegyszeres kezelése után kaszálást és széna eltávolítást (1995-2001) alkalmaztunk a fásszárúak és a gyomok visszaszorítására (Török és Lohász 2004, Reis et al. 2021).



1. ábra. A vizsgálati területek (három kísérlet, összesen 8 területe: Bugac, Fülöpháza, Izsák, Magaslat, Mélyedés, Mező, Fiala, Öreg) Bugacon, Fülöpházán és Izsákon a Kiskunságban. A térkép koordináta-rendszere: EOY-1972. Az ortofotókat a Lechner Tudásközpont (Budapest, 2019) biztosította

Figure 1. The study sites (three experiments, 8 sites in total: Bugac, Fülöpháza, Izsák, Depression, Hummock, Meadow, Young, Old) were located in Bugac, Fülöpháza and Izsák in the Kiskunság region of Hungary. Map coordinate system: EOY-1972. The orthophotos were provided by the Lechner Knowledge Centre (Budapest, 2019)

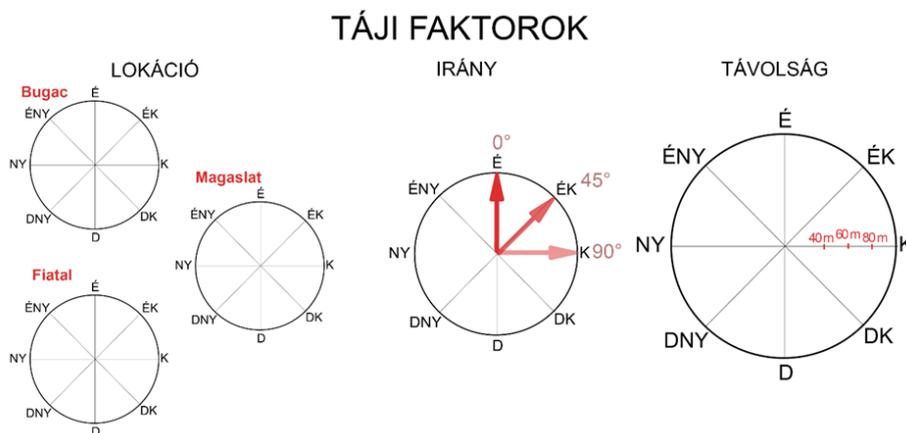
A kettes kísérletben 1998 és 2003 között 3–7 éve felhagyott szántóföldeken (kísérleti helyszínek elnevezése: Magaslat, Mélyedés, Mező) alkalmaztunk szénforrás adagolást (cukorral és faforgáccsal), ezzel elősegítve az alacsony tápanyagigényű honos homoki növények versenyképességét a gyomokkal szemben (Török et al. 2014, Halassy et al. 2021). A hármas kísérletben 2002 és 2008 között 3 és 15 éve felhagyott szántókon (kísérleti helyszínek elnevezése: Fiala, Öreg) alkalmaztunk kombinált restaurációs beavatkozásokat (kaszálás, szénforrás adagolás, magvetés) (Halassy et al. 2016; Reis et al. 2021, Llumiyinga et al. 2021, Reis et al. 2022). A kísérleti helyszínek körüli inváziós nyomás felmérése érdekében 2020–2021-ben (egyes és kettes kísérlet: 2021. aug. 10–11.; hármas kísérlet: 2020. aug. 31–szept.1.) a nyolc kísérleti terület középpontjától a nyolc égtáj irányában, 100 méter hosszú transzektok mentén érintkező 1 m x 1 m-es parcellákban rögzítettük az inváziós fajok hajtásszámát (2. ábra).



2. ábra. A kísérletek körüli monitoring folyamat térképes megjelenítése (Fülöpháza, 3. kísérlet, Fialal). A térkép a hármás kísérlet, Fialal elnevezésű területén megszámlált évelő és egynyári inváziós hajtások darabszámát mutatja. A térkép koordinátarendszere: EOVS-1972

Figure 2. Map of the monitoring process around the restoration experiments (Fülöpháza, Exp. 3, Young). This map shows the number of perennial and annual invasive species shoots. The map coordinate system is EOVS-1972

A kvadrátonkénti hajtásszám mellett ($n=100$ transzektenként) kiszámoltuk a 100 méteres transztek mentén a kumulatív hajtásszámot, azaz az adott távolságig az egyes kvadrátokban leszámolt hajtások összegét is, mint a táji inváziós nyomás indikátorát. A számítást külön végeztük az egynyári és az évelő (lágyszárú és fásszárú együttesen) inváziós fajokra. A táji faktorok közül három változót vizsgáltunk, melyek a kísérletek középpontjától való távolság, az égtájak szerint vett irány és maguk a kísérleti helyszínek, mint lokációk voltak (3. ábra).



3. ábra. Az elemzett táji faktorok példákkal szemléltetve
Figure 3. Examples of the landscape factors examined

A statisztikai elemzéseket az R Studio 2022.12.0.353 (R core team 2022) program segítségével végeztük. Mivel a vizsgált inváziós fajok (egynyári és évelő) felvételezett hajtásszáma esetében az adattáblában nagy számban nulla értékek voltak, ezért negatív binomiális általánosított lineáris modellek használatára volt szükség. A rögzített hajtásszámok abszolút értékével dolgoztunk. Az elemzéshez a MASS programcsomag "glm.nb" függvényét alkalmaztuk (Venables és Ripley 2002, Zuur et al. 2009). Külön modelleket építettünk az egynyári és évelő inváziós fajok hajtásszámára, mint válaszváltozókra a következő fix hatásokkal: lokáció (8 különböző, név szerint: Bugac, Fülöpháza, Izsák, Magaslat, Mélyedés, Mező, Fiatal, Öreg), irány (a nyolc égtáj: É, ÉK, K, DK, D, DNy, Ny, ÉNy), távolság (0–100 m). A fix változók hatását additív modellekben vizsgáltuk az inváziós (külön egyéves és évelő) növények hajtásszámára vonatkozóan. A távolság folytonos változó volt, ami az adott távolságon lévő kvadrátokban felvett hajtások számát tartalmazta, míg a terület és az irány kategorikus fix hatásként szerepelt. A különbségek kimutatására Anova tesztet végeztünk. A változók szignifikanciáját a II Wald khi-négyzet (χ^2) próba határozta meg. Az egyes modellekben a reziduálisok diszperziójának vizsgálatához a Pearson korrelációt alkalmaztuk.

Amennyiben a fix faktorok szignifikáns hatása kimutatható volt, a további elemzéseket végeztük el.

Szignifikáns ($p < 0,05$) lokáció hatás esetén TukeyHSD post hoc tesztet alkalmaztuk (a "car" programcsomaggal) (Kassambara 2019).

Az irányra körkörös „circular” (Agostinelli és Lund 2022) elemzést futtattunk. Az irány körkörös elemzése esetén meghatároztuk azokat a fő irányokat, amelyekben az inváziós fajok átlagosan a legnagyobb számban fordultak elő. Ehhez minden mintavételi parcellában az ott előforduló inváziós hajtásszámhoz hozzárendeltük a felvétel irányát fokban megadva (pl. amennyiben az egyes kísérlet bugaci területének északi transzektjének 6. méterén volt feljegyzett inváziós hajtásszám, akkor abba a cellába került egy 0° érték, annyszor ahány hajtás jelen volt). Az egyéves és évelő csoportot a Rayleigh-teszt és a Watson-teszt segítségével hasonlítottuk össze egymással, hogy megállapítsuk, hogy szignifikánsan különböző irányban orientálódnak-e (Notar és Thomas 2022).

A távolság változó esetében további külön modellekkel elemeztük a kumulatív hajtásszámok hatását 10 méteres távolságnövekedéssel (a restaurált területen túl – 40 métertől).

Eredmények és értékelésük

A vizsgálat során összesen 20 inváziós növényfaj előfordulását rögzítettünk a restaurációs kísérletek 100 méteres környezetében. Ebből összesen 8 egynyári és 12 évelő fajt találtunk, utóbbi kategória magába foglalja a fásszárú fajokat is, valamint olyan fajokat is ide soroltunk az elemzésben, melyek kétévesek vagy rövid életű évelők, mint az *Oenothera biennis*. Jegyzéküket a 1. melléklet tartalmazza.

A vizsgált restaurációs helyszínek környezetében az inváziós növények hajtásszámát a lokáció, az irány és a távolság jelentősen befolyásolta mind az egyéves, mind az évelő inváziós fajok esetében. Mind az egyéves, mind az évelő csoport esetében mindhárom változó szignifikáns ($p < 0,05$) összefüggést mutatott (1. táblázat).

1. táblázat. Anova eredmények a lokáció, az irány és a távolság változókra vonatkozóan az egyényári és évelő inváziós fajok hajtásainak abundanciájára a helyreállítási kísérleteket körülvevő tájban (100 m).

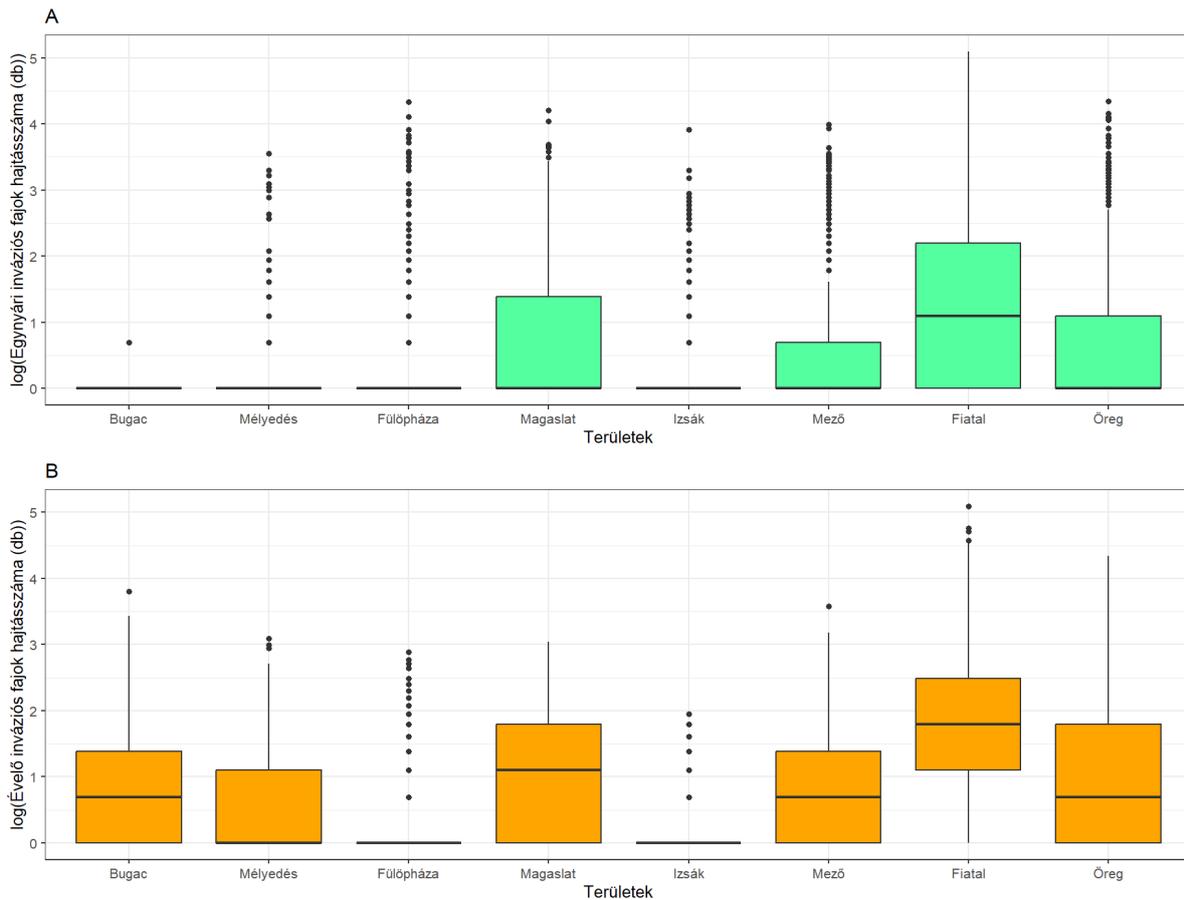
A szignifikáns értékeket ($p < 0,05$) félkövérrel kiemeltük. A táblázat a két modellre számolt Pearson korrelációs értékeit is tartalmazza

Table 1. Anova results for the variables location, direction and distance on the abundance of shoots of annual and perennial invasive species in the landscape surrounding the restoration experiments (100 m). Significant values ($p < 0,05$) are highlighted in bold. Pearson correlation values calculated for the two models are also shown in the table

EGYNYÁRI INVÁZIÓS FAJOK				
Változók	χ^2	Df	P-érték	Pearson
Lokáció	1145,10	7	<0,001	1,509845
Irány	157,83	7	<0,001	
Távolság	35,72	1	<0,001	
ÉVELŐ INVÁZIÓS FAJOK				
Lokáció	2119,41	7	<0,001	1,182289
Irány	217,99	7	<0,001	
Távolság	134,05	1	<0,001	

Minden terület szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözött az inváziós egyényári hajtásszámok tekintetében, kivéve négy összehasonlításban (Mélyedés-Bugac; Izsák-Mélyedés; Izsák-Fülöpháza; Öreg-Mező), míg az évelő inváziós fajok esetében csak két összehasonlításban nem volt szignifikáns különbség (Mező-Bugac; Öreg-Magaslat) a TukeyHSD teszt alapján. A legalacsonyabb átlagos kvadrátonkénti hajtásszámot az egyényári fajok esetében Bugacon mértük, mindössze átlagosan 0,005 db hajtással, míg a legmagasabb hajtás számot a Fialat területen rögzítettük, átlagosan 7,5 db hajtással. Az évelő fajok esetében a legalacsonyabb hajtás számot Izsákon mértük átlagosan 0,22 db hajtással, a legmagasabbat pedig szintén a Fialat területen rögzítettük, átlagosan 9,6 db hajtással. Az egyes területek egyéves és évelő inváziós hajtásszáma az 4. ábrán látható. Az ábrán sok kiugró érték figyelhető meg, egyes területeken extrém nagy hajtás számot is számoltunk.

A környező táj szerkezete (With 2002), élőhelyi összetétele és története (Vilà és Ibáñez 2011) jelentősen befolyásolja az inváziós folyamatot. A területszintű inváziós különbségek valószínűleg a vizsgált helyszíneket körülvevő ültetvények, aktív és felhagyott szántóföldek mennyiségével magyarázhatók (Reis et al. 2022). Ezek az élőhelytípusok általában erősen fertőzöttek inváziós fajokkal ebben a régióban (Cseceserits et al. 2016), így az inváziós idegenhonos fajok könnyen terjedhetnek ezekről az élőhelyekről. A bugaci erdőszűlő tájban és az izsáki gyepes tájban alacsony, míg a közelmúltban még agrárművelés alatt álló, de felhagyott tájban (Mező) magasabb inváziós hajtásszámokat találtunk.



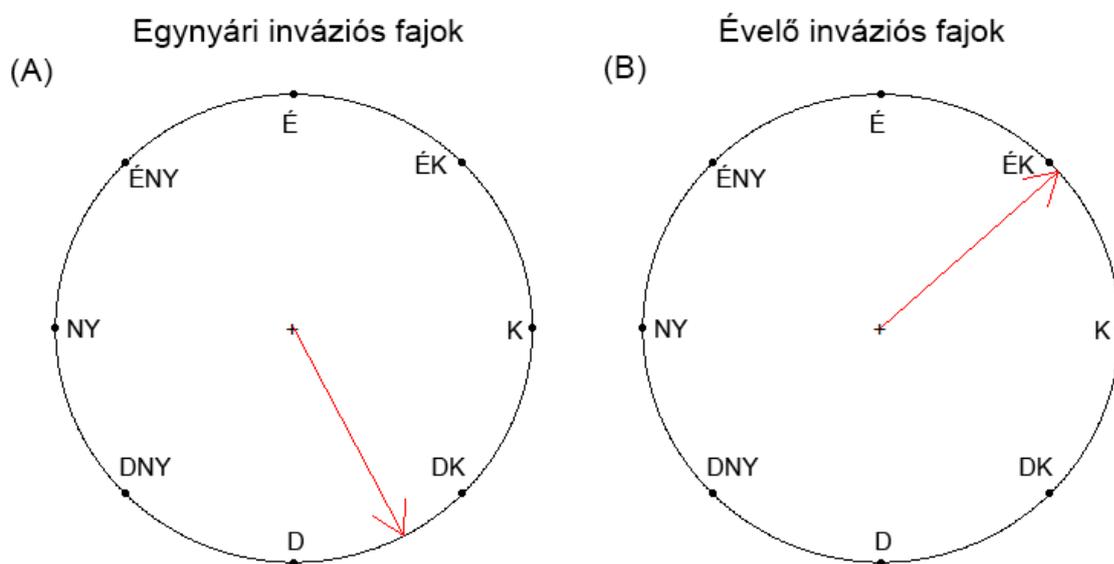
4. ábra. Az egynyári (A) és az évelő (B) inváziós fajok hajtásainak száma a vizsgált kísérleti területeken (az y tengely adatai logaritmikusan torzítva lettek a könnyebb összehasonlíthatóság végett). A dobozdiagram középvonala a mediánt, a doboz alsó és felső szélei az első és harmadik kvartilist, a „tüskék” a minimumot és maximumot, a pontok pedig a kiugró értékeket jelölik

Figure 4. The number of shoots of annual (A) and perennial (B) invasive species in the studied experimental sites (the y axis data is logarithmically distorted for better comparability). The central line of the boxplot represents the median, the lower and upper edges of the box indicate the first and third quartiles, the 'whiskers' show the minimum and maximum, and the dots represent outliers

Figyelemre méltó mintázatot találtunk az iránnyal kapcsolatban. Az egynyári inváziósok hajtásainak legnagyobb gyakorisága a D-DK-i irányban volt (5A. ábra), míg az évelő inváziós fajok esetében ÉK-i irányban volt a legnagyobb a hajtások gyakorisága a körkörös elemzés alapján (5B. ábra), továbbá a két életformacsoport szignifikánsan különböző irányokba orientálódott (Watson-teszt: $p < 0,001$; Rayleigh-teszt: $p < 0,001$).

Vagyis az egynyári inváziós fajok legnagyobb gyakorisága egybeesett a régió domináns szélirányával (ÉNy-DK). A két legtömegesebb egynyári inváziós faj az *Ambrosia artemisiifolia* és a *Conyza canadensis* voltak. Az *A. artemisiifolia* terjedésének nincs sajátos mechanizmusa, általában a magokat a szél szórja szét néhány méteres körzetben az anyanövény körül. Alkalmanként a magokat elfogyasztó madarak által is terjedhet, továbbá nagy jelentősége van a víz útján történő terjedésnek, ugyanis gyors szétszóródást figyeltek meg a nagyobb árvizek és esőzések hatására (Knolmayer et al. 2024). A

C. canadensis magjai kizárólag szélterjesztésűek, akár 68–120 m tengerszint feletti magasságba is felemelkedhetnek. A magokat a szél így potenciálisan órákig is szállíthatja, mielőtt lehullanának, így nagy távolságokra is képesek eljutni (Dauer et al. 2009). A legdominánsabb évelő inváziós faj az *Asclepias syriaca* is szélterjesztésű (Morse és Schmitt 1985), mégsem találtunk egyértelmű mintázatot az évelő növények esetében. Ez a faj megtelepedése után vegetatívan is erősen terjed, és az felülírhatja a szélirány hatását. Wan et al. (2017) következtetése, miszerint rendkívül fontos a széllel terjedő inváziós idegenhonos fajok felmérése a megfelelő megelőzési stratégia kidolgozása érdekében. Eredményeink részben újabb adatot szolgáltatnak a szélirány feltételezett hatásáról, de további vizsgálatokra lenne szükség a szélterjesztés figyelembevételével a hipotézis alátámasztására.



5. ábra. Az egynyári (A) és évelő (B) inváziós életforma csoportok átlagos terjedési iránya (melyet a piros nyíl szemléltet) a körkörös (circular) elemzés szerint

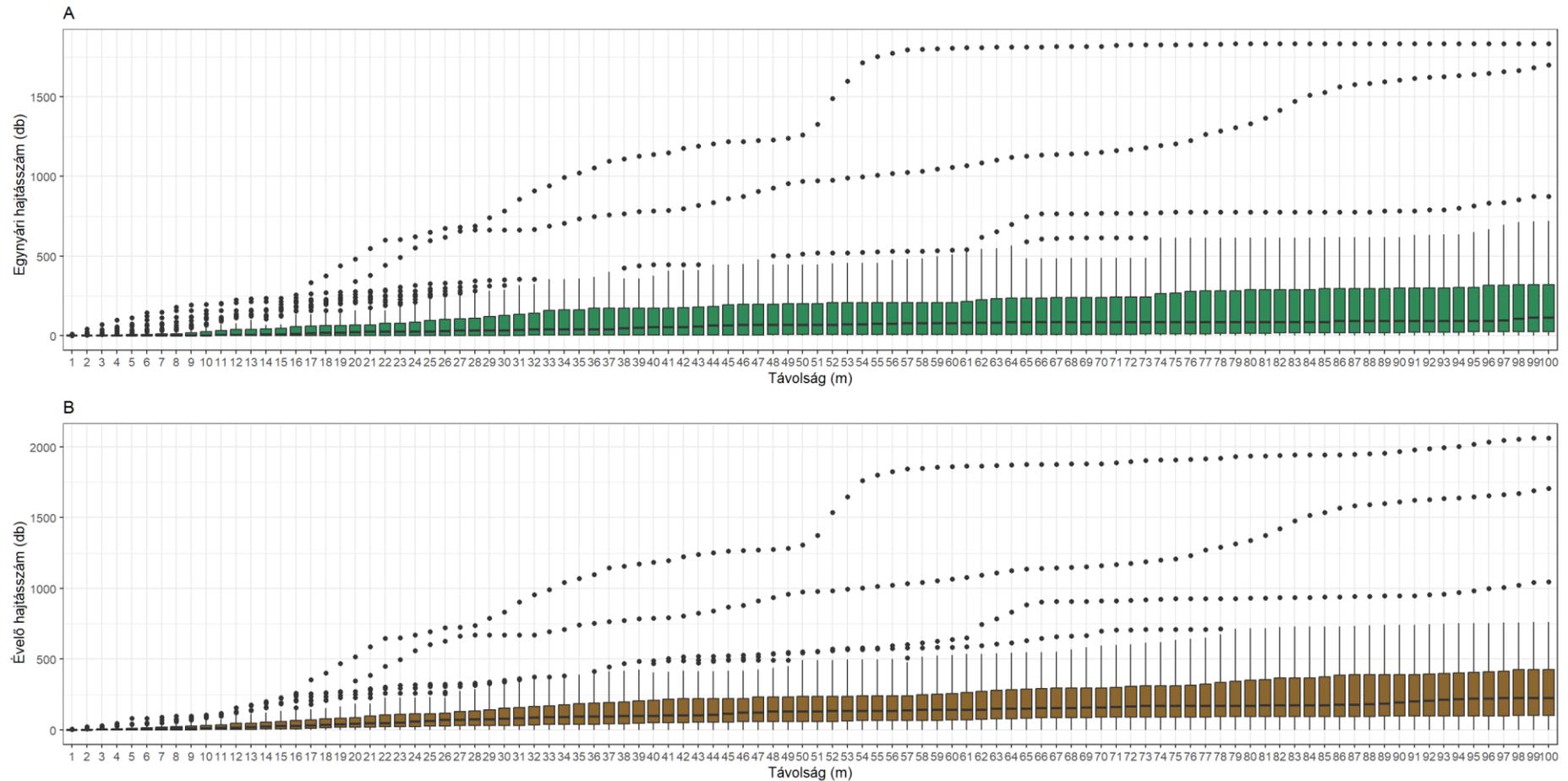
Figure 5. Average direction (red arrow) of annual (A) and perennial (B) invasive life form groups spread according to the circular analysis

Az inváziós növények hajtásszáma a távolsággal változott, de nem találtunk küszöbértékeket az inváziós fajok kumulatív abundanciájában a távolság növekedésével. Az inváziós fajok kumulatív gyakorisága mindkét életformacsoport esetében folyamatosan nőtt a távolság növekedésével, a statisztikai elemzés alapján a szomszédos parcellák között nem volt különbség (6. ábra).

A vizsgált régió erősen fertőzött inváziós fajokkal (Botta-Dukát 2008), elsősorban a földhasználat ismételt és gyakori megváltozásai miatt (Biró et al. 2013a; 2013b), ezekről a faktorokról ismert, hogy elősegítik az inváziót (Holl és Aide 2011; Vilà és Ibáñez 2011). Korábbi eredményeink alapján ennek az élőhelyhelyreállításokra is negatív ha-

tása lehet. A táji inváziós nyomás és a tájban előforduló idegenhonos ültetvények közelsége veszélyeztetheti a helyreállítás sikerét a helyreállítási területekre betelepülő inváziós fajok révén (Reis et al. 2022).

Összességében a kutatásban vizsgált mindhárom táji faktor (terület, irány, távolság) szignifikáns összefüggést mutatott mind az egynyári, mind az évelő inváziós fajok hajtásszámára vonatkozóan. A területhatás felhívja a figyelmet arra, hogy egy adott terület élőhelyösszetétele, szerkezete és korábbi története jelentős hatással lehet a restaurációs beavatkozások sikerére. A közvetlen (100 méteres távolságban) a kumulatív hajtásszámok növekedése nem mutat ugrást, ezen a skálán nincs olyan kitüntethető távolság, ami eltérő módon hatna az inváziós növények tömegességére. Az égtájok szerinti irányultságban találtunk kitüntetett irányokat, ami az egyévesek esetén egybeesett a domináns széliránnyal. Bár jelen vizsgálatunk nem támasztja alá a közvetlen kapcsolatot, hiszen nem kiemelten a szélterjesztésű fajokra koncentráltunk, a területre jellemző domináns szélirányt érdemes lehet figyelembe venni a restaurációs beavatkozások tervezésénél, mivel az befolyásolhatja a széllel terjedő inváziós fajok területre való beérkezését. Az évelő inváziós fajok esetében ebben a vizsgálatban nem tudtunk kimutatni olyan táji faktort, ami segíthetné a tervezést, de tágabb táji szinten elsősorban az ültetvények jelenléte és kiterjedése lehet meghatározó (Csecserits et al. 2016).



6. ábra. Az egynyári (A) és az évelő (B) inváziós fajok kumulatív (adott távolságig szummázott hajtásszám) hajtásszáma a 100 m hosszú transekteken össze-sítve. Mindhárom kísérlet, terület és irány együtt szerepel. A dobozdiagram középvonala a mediánt, a doboz alsó és felső szélei az első és harmadik kvartilist, a „tüskék” a minimumot és maximumot, a pontok pedig a kiugró értékeket jelölik

Figure 6. Cumulative (number of sprouts summed up to a given distance) number of shoots of annual (A) and perennial (B) invasive species on the 100 m transects combined. All three experiments, site and direction are shown together. The central line of the boxplot represents the median, the lower and upper edges of the box indicate the first and third quartiles, the 'whiskers' show the minimum and maximum, and the dots represent outliers

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium (RRF-2.3.1-21-2022-00006) és a HUN-REN SA-66/2021 pályázat támogatta. Halassy Melinda munkásságát ezenkívül a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (Magyar Tudományos Akadémia Bo/00145/23/8) is támogatta.

Irodalom

- Agostinelli, C., Lund, U. 2022: R package 'circular': Circular Statistics (version 0.4–95)
- Axmanová, I., Kalusová, V., Danihelka, J., Dengler, J., Pergl, P., Pyšek, P., Večeřa, M., Attore, F., Biurrun, I., Boch, S., Conradi, T., Gavilán, R.G., Jimenez-Alfaro, B., Knollová, I., Kuzemko, A., Lenoir, J., Leostin, A., Medvecká, J., Moeslund, J.E., Obratov-Petkovic, D., Svenning, J.-C., Tsiripidis, I., Vassilev, K., Chytrý, M. 2021: Neophyte invasions in European grasslands. *Journal of Vegetation Science* 32: e12994. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12994>
- Biró, M., Czucz, B., Horváth, F., Révész, A., Csatári, B., Molnár, Zs. 2013a: Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* 28: 789–803. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9818-0>
- Biró, M., Sztár, K., Horváth, F., Bagi, I., Molnár, Zs. 2013b: Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. *Community Ecology* 14(2): 219–230. DOI: <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.2.12>
- Botta-Dukát, Z. 2008: Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50: 219–227. DOI: <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A., Biró, M. 2007: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). MTA ÖBKI, Vácrátót
- Buzási, A., Pálvölgyi, T., Esses, D. 2021: Drought-related vulnerability and its policy implications in Hungary. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 26(11). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-021-09943-8>
- Büttner, G., Bíró, M., Maucha, M., Petrik, O. 2001: Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme. In: *A Decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation*, edited by M. F. Buchroithner. Proceedings of the 20th EARSeL Symposium, 14-16 June 2000 (Balkema Publishers, Lisse, The Netherlands). pp. 25–31.
- Catford, J.A., Jones, L. 2019: Grassland invasion in a changing climate. In: Gibson D.J., Newman J.A. (eds.): *Grasslands and Climate Change*, Ecological Reviews, Cambridge University Press. pp. 149–171.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, G., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., Sztár, K., Halassy, M. 2016: Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 226: 88–98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csiszár, Á. (szerk.) 2012: *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. Sopron, p. 366.
- Dauer, J. T., Mortensen, D.A., Luschei, E.C., Isard, S.A., Shields, E., VanGessel, M.J. 2009: *Conyza canadensis* seed ascent in the lower atmosphere. *Agricultural and Forest Meteorology* 149: 526–534. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.10.005>
- Fenesi, A. 2012: Egyéves növényfajok inváziós sikerességét befolyásoló jellegek. Doktori Értekezés, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Biológia Doktori Iskola, Ökológia, Konzervációbiológia és Szisztematika Program. p. 97.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., Dixon, K.W. 2019: *International principles and standards for the practice of ecological restoration*. Second edition. *Restoration Ecology* 27: 1–46. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

- Guido, A., Vélez-Martin, E., Overbeck, G.E., Pillar, V.D. 2016: Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science* 19(4): 600–610. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12263>
- Halassy, M., Singh, A.N., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Szitár, K., Török, K. 2016: The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53: 765–773. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12618>
- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis B.P., Szitár, K., Seyidova, Z., Török, K. 2021: N immobilization treatment revisited: A retarded and temporary effect unfolded in old-field restoration. *Applied Vegetation Science* 24(1): e12555. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12555>
- Helsen, K., Hermy, M., Honnay, O. 2013: Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 50(2): 404–413. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12037>
- Holl, K.D., Aide, T.M. 2011: When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261: 1558–1563. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Kassambara, A. 2019: Practical Statistics in R II - Comparing Groups: Numerical Variables. Published by Datanovia. <https://www.datanovia.com/en>
- Knolmayer, B., Jócsák, I., Taller, J., Keszthelyi, S., Kazinczi, G. 2024: Common Ragweed—*Ambrosia artemisiifolia* L.: A Review with Special Regards to the Latest Results in Biology and Ecology. *Agronomy* 14(3): 497. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy14030497>
- Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, G., Barabás, S. 2008: The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany of HAS, Vácrátót, Hungary.
- Llumiquinga, Y.B., Reis, B.P., Sáradi, N., Török, K., Szitár, K., Halassy, M. 2021: Long-term results of initial seeding, mowing and carbon amendment on the restoration of Pannonian sand grassland on old fields. *Tuexenia* 41: 361–379. DOI: <https://doi.org/10.14471/2021.41.013>
- Molnár, Zs. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 159.
- Morse, D.H., Schmitt, J. 1985: Propagule size, dispersal ability, and seedling performance in *Asclepias syriaca*. *Oecologia* 67(3): 372–379. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00384943>
- Ni, M., Deane, D.C., Li, S., Wu, Y., Sui, X., Xu, H., Chu, C., He, F., Fang, S. 2021: Invasion success and impacts depend on different characteristics in non-native plants. *Diversity and Distributions* 27: 1194–1207. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00384943>
- Notar, J., Thomas, K. 2022: Answering biological questions using circular data and analysis in R. <https://bigdata.duke.edu/wp-content/uploads/2022/07/FullLesson.html>
- O'Reilly-Nugent, A., Palit, R., Lopez-Aldana, A., Medina-Romero, M., Wandrag, E., Duncan, R.P. 2016: Landscape Effects on the Spread of Invasive Species. *Current Landscape Ecology Reports* 1(1): 107–114. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0012-y>
- Prach K., Fajmon K., Jongepierová I., Řehounková, K. 2015: Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Applied Vegetation Science* 18(2): 181–189. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12140>
- Price, C.A., Weltzin, J.F. 2003: Managing non-native plant populations through intensive community restoration in Cades Cove, Great Smoky Mountains National Park, USA. *Restoration Ecology* 11: 351–358. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00238.x>
- R Core Team 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reis, B.P., Kövendi-Jakó, A., Szitár, K., Török, K., Halassy, M. 2021: Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. *Restoration Ecology* 29: e13152. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13152>
- Reis, B.P., Szitár, K., Kövendi-Jakó, A., Török, K., Sáradi, N., Csávári, E., Halassy, M. 2022: The long-term effect of initial restoration intervention, landscape composition, and time on the progress of Pannonian sand grassland restoration. *Landscape and Ecological Engineering* 18: 429–440. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11355-022-00512-y>

- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F. 2017: No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Szirmai, O., Saláta, D., Benedek, L.K., Czóbel, S. 2022: Investigation of the Secondary Succession of Abandoned Areas from Different Cultivation in the Pannonian Biogeographic Region. *Agronomy* 12: 773. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12040773>
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B., Magyar, D. 2003: Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5: 349–356. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000005570.19429.73>
- Török, K., Lohász, C. 2004: The effect of climate on the restoration success of sandy grasslands in Hungary. 16th International Conference of the Society for Ecological Restoration, Victoria, Canada. pp. 1–8.
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N., Paschke, M.W. 2014: Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 51: 756–765. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. 2016: Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2: e 01208. DOI: <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Varga, I., Fodor, L., Bata, K., Czirá, Z., Váczi, O., Érdiné Szekeres, R. 2016: Az inváziós fajokról dióhéjban. *Természetvédelmi füzetek 1. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság*. p. 28.
- Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002: *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Vilà, M., Ibáñez, I. 2011: Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26: 461–472. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>
- Wan, J.Z., Wang, C.J., Yu, F.H. 2017: Wind effects on habitat distributions of wind-dispersed invasive plants across different biomes on a global scale: assessment using six species. *Ecological Informatics* 42: 38–45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.09.002>
- Weidlich, E.W.A., Flórido, F.G., Sorrini, T.B., Brancalion, P.H.S. 2020: Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57: 1806–1817. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>
- Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., Rouget, M., Procheş, Ş., Amis, M.A., Henderson, L., Thuiller, W. 2007. Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions* 13: 11–22. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00302.x>
- With, K. A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology* 16: 1192–1203. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M. 2009: *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, Chapter 11.

The impact of location, direction and distance on the abundance of invasive species in the surroundings of restoration experiments in the Kiskunság region of Hungary

N. SÁRADI^{1,2,3}, B.P. REIS⁵, E. CSÁKVÁRI^{1,2}, A. CS. CSONKA^{1,2,4}, M. VÖRÖS^{1,2,4},
K. VERBÉNYINÉ³, K. TÖRÖK¹, M. HALASSY^{1,2}

¹ HUN-REN Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Alkotmány 2-4, 2163 Vácrátót, Hungary, e-mail: saradi.nora@ecolres.hu; csakvari.edina@ecolres.hu; csotka.cseperke@ecolres.hu; voros.marton@ecolres.hu; torok.katalin@ecolres.hu halassy.melinda@ecolres.hu

² National Laboratory for Health Security, HUN-REN Centre for Ecological Research, Karolina 29., 1113, Budapest, Hungary

³ Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Agronomy, Department of Botany, Agrobotany Team, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1., e-mail: neumann.krisztina86@gmail.com

⁴ Doctoral School of Biology, Institute of Biology, Eötvös Loránd University, Pázmány Péter 1/C, 1117 Budapest, Hungary

⁵ Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes & CHANGE – Global Change and Sustainability Institute, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, C2, Piso 5, 1749-016 Lisboa, Portugal, e-mail: brunapaolinelli@gmail.com

Keywords: habitat restoration, invasive plants, invasive propagule pressure, sandy grasslands, landscape-scale invasion

Abstract: The loss of biodiversity on our planet is partly due to the presence and spread of alien invasive species. Once an invasive species has established in a new habitat, it can alter the structure and function of the ecosystem to such an extent that it has an impact even after removal, making it very difficult to control and eradicate. Ecological restoration, when carried out in an effective and sustainable way, contributes to biodiversity conservation and climate change mitigation, resilience and adaptation, and has proven to be an effective method of controlling invasive species. At the same time, the presence of invasive species in the landscape can compromise restoration objectives. The aim of this study is to assess how the abundance of annual and perennial invasive species varies with location, direction and distance around the restoration site, and which factors should be considered when planning restoration interventions. For this purpose, in 2020–2021 eight restoration sites were selected in the Kiskunság, from the centre of restoration parcels the number of shoots of each invasive species was counted in 1 m × 1 m adjacent plots along 100-meter-long transects in the eight cardinal directions. All three landscape factors (location, direction, distance) had a significant effect on the number of shoots of invasive species. The annual invasive species were oriented according to the dominant wind direction characteristic of the area (NW-SE), while the perennials showed a NE dominance. The abundance of invasive species within 100 m gradually increased without abrupt changes with distance from the restored parcels, so this is not expected to have a significant impact on the success of restoration efforts. The location effect draws attention to the fact that the habitat composition and past history of a given site can have a significant impact on the success of restoration interventions.

*A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



Kecskékkel történő hosszútávú legeltetés hatása a vegetáció természetességi állapotára és gazdasági értékére északi-középhegységi gyepekben

TURCSÁNYI-JÁRDI ILDIKÓ¹, BALOGH PETRA^{1,2}, BAJNOK MÁRTA³

¹ Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Agronómiai Intézet
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.; e-mail: ildikojardi@gmail.com

² Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, Állattenyésztési csoport,
1038 Budapest, Ráby Mátyás u. 26.; e-mail: petra.balogh@biokutatas.hu

³ Állatorvostudományi Egyetem Budapest, Állattenyésztési, Takarmányozási és Laboratóriumi Állattudományi Tanszék, 1078 Budapest, István u. 2.; e-mail: bajnok.marta@univet.hu

Kulcsszavak: kaszálás, legeltetés, gyepterület, gyepterület termőképesség, *Festuca*-fajok, takarmányérték

Összefoglalás: A jelen munkában két, Magyarországon az Északi-középhegységben található település összesen 4 mintaterületének cönológiai adatait dolgoztuk fel. A területeket 20-25 éve kecskékkel legeltetik, illetve kaszálják őket. A mintaterületek: N1: Nagyréde túllegeltetett kecskelegelő. N2: Nagyréde kaszáló. C1: Csokvaomány kis legeltetési nyomású kecskelegelő. C2: Csokvaomány kaszáló és legeltetnek. Minden területen 6-6 cönológiai felvétel készült random módon. A cél az volt, hogy a hosszútávú, 20-25 éve folyamatos kecskékkel történő eltérő legeltetési nyomást és gyepterületi területek vegetációját tudjuk összehasonlítani. Mennyire értékes természetvédelmi és gyepterületgazdálkodási szempontból? A hosszútávú kezelés alatt kialakult gyepterületek vizsgálata alapján a Pannon régió ezen félszáraz gyepterületek hasznosítása során a kaszálás és a legeltetés is fenntartó kezelési forma lehet. A kecskékkel történő legeltetés is a gyepterület állapotának a fenntartását biztosítja. A túllegeltetett gyepterületek, amikor 24 anyakecskével és szaporulatukkal legeltették a 2,5 ha-os területet eredményezte a leginkább degradált vegetációt. Ez a fajösszetételben is megmutatkozott, mivel a fajok nagy része gyom és zavarástűrő volt. Ennek ellenére a fajszám nagyobb volt, mint a természetes kaszáló gyepterületben (N2), de ez is a gyomok nagy száma miatt volt. A Balázs-féle gyepterület értékelési számban is alacsony értéket mutatott a túllegeltetett N1-es gyepterület. A kis legeltetési nyomású gyepterületben (C1) is jelentős volt a degradáltságra utaló fajok mennyisége, de a gyomok aránya alacsony volt. A gyepterületgazdálkodási, biomassza értékek alapján a kaszáló volt a legértékesebb gyepterület a vizsgáltak közül. A területek fajösszetétele alapján különösen a kaszáló (N2) és ezt követően legeltetett kecskelegelő (C2) értékei kimagaslóak. Utóbbi a kaszáló (N2) fajszám értékének közel kétszeresét tartalmazza, ami a gyepterület stabilitását eredményezi, így vélhetően a jövőbeli változó klimatikus hatásnak is jobban ellen fog állni. A jelen vizsgálat alapján az enyhe legeltetési nyomású és a kaszálás kombinációja alkalmas leginkább ezen félszáraz gyepterületek kezelésére, gazdasági hasznosítására.

Bevezetés

A gyepterületek kialakulásában a legelő állatoknak meghatározó szerepe volt (Milchunas et al. 1988). Az ember átalakító tevékenysége után jelenleg ezt a tevékenységet a legeltetés vette át (Campetella et al. 2004, Dong et al. 2020). A növényevők jelentős hatással vannak a vegetáció térbeli mintázatára, szerkezetére (Sala 1988, Adler és Lauenroth 2000, Peco et al. 2006, Meers et al. 2008, Kotowski et al. 2023). A legelés és a növényzet koevolúciós fejlődésében a környezeti hatásoknak is fontos szerepe volt (Milchunas és

Lauenroth 1993), mint például az éghajlati változások, amit számos tanulmány megerősít (Chesson et al. 2004, Collins et al. 2020), néhány közlés azonban ellentmond ennek (Adler és Levine 2007, Cleland et al. 2013, Harrison et al. 2015, Jonas et al. 2015, Wilcox et al. 2015, Bartha et al. 2022). A közelmúlt klímaváltozásai az aszályok, heves esőzések és hóhullámok növekvő gyakoriságával és mértékével (IPCC. Climate Change 2013) kihívást jelenthetnek a gyepek ökoszisztémáinak alkalmazkodóképességében. Az erre vonatkozó hosszú távú adatok ritkák, de ezek döntő jelentőségűek lehetnek a gyepterület természetes változékonyságának dokumentálásához (Magurran et al. 2010, De Bello et al. 2020).

A pannon gyepterületeink kialakításában az emberi hatásnak is nagy szerepe volt, az erdőirtással, égetéssel, területek feltörésével, magára hagyásával. Az emberi tevékenység során, másodlagos élőhelyként alakultak ki, és ez, valamint az invazív fajok terjedése átalakíthatja az értékes gyeptársulásokat (Kárpáti 2001, Házi et al. 2009, 2011, 2012, 2022, Szentés et al. 2012, Kelemen et al. 2016). Ezért gyepeink fennmaradása a megfelelő kezelés, illetve használat függvénye (Margóczy 1995, 2001, 2003, Valkó et al. 2012, Catorci et al. 2017), ami általában a kaszálás vagy a legeltetés (Deák et al. 2015, Török et al. 2014, 2018, Valkó et al. 2012, 2014). Különösen jelentősek azok a tevékenységek, illetve olyan gazdálkodói tevékenységek, amelyek hosszú távon is biztosítják a gyepterület fennmaradását (Bartha et al. 2013, 2022).

Hercule és munkatársai (2017) kidolgoztak egy farm tipizálási módszert, amelynek fontos eleme volt az állandó gyepek részaránya a gazdaságokon belül, valamint a gazdaságban található állatsűrűség. A megművelt terület 30%-át Európában a gyepek teszik ki (EUROSTAT. 2020, 2021) és az állandó gyepek által létrehozott és fenntartott ökoszisztémák megőrzése érdekében vizsgálták meg azokat a farmgazdaságokat, amelyekben állandó gyepterületek is vannak (Milazzo et al. 2023). Európában öt biogeográfiai régiót sikerült elkülöníteniük. Magyarország a kontinentális gazdaságok régiójába tartozik, amelyekre jellemző, hogy 10-30% közötti az állandó gyepek részaránya a gazdálkodásba vont földterületből, viszont a többi kategóriától eltérően itt nem lehet megnevezni egyetlen, a hasznosított gyephez köthető állatfajt (szarvasmarha, kiskérődző) vagy egy jellemző állatsűrűséget. 61/2009. (V. 14.) FVM rendelet („az Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alapból nyújtott agrár-környezetgazdálkodási támogatások igénybevételének részletes feltételeiről”) a különböző gyepterületgazdálkodási célprogram csoportra vonatkozóan szabályozza a minimális állattartó képességet, melyet 0,2 állategység/ha-ban határozza meg, azonban – a korábbi finanszírozási időszakhoz tartozó Nemzeti Vidékfejlesztési Terv alapján meghirdetett agrár-környezetgazdálkodási programtól [150/2004. (X.12.) FVM rendelet] AKGP-rendelettől eltérően – a gyepterület terhelésének felső határát nem adja meg, ezért is fontosak a különböző legeltetési nyomás alatt álló területek adatai.

Magyarország emellett a pannon biogeográfiai régióba tartozik (Borhidi et al. 2012, Mucina et al. 2016, Wesche et al. 2016,) és itt a nagyrészt mezőgazdasági területként hasznosított pannon gyepek (Szentés et al. 2007, 2022), gazdasági értékük mellett gazdasági állatok élettere, a természeti környezet és a vidéki táj része is (Mihók 2005).

Az egyes állatfajok és fajták legelési szokásai jelentősen eltérnek (Török et al. 2016, 2018, Kovácsné Koncz et al. 2017). A kecskék, ha bőséges a takarmánykínálat különösen válogatva legelnek. Ennek a legelési típusnak természetvédelmi szempontból nagy előnye, hogy hatására mozaikos növényzet alakul ki (Hajnóczki et al. 2014).

A kecskékkel történő legeltetés számos területen (Bhardwaj et al. 2018), így a mediterrán régióban vagy a trópusi, főleg száraz területeken meghatározó (Benthien et al. 2018, Fernández-Lugo et al. 2013, DeMalach et al. 2014, Schlecht et al. 2011.). A mérsékelt övben, így a Pannon régióban is, ahova Magyarország is tartozik kisebb jelentőségű, és sokszor juhokkal együtt történik a kecskelegeltetés (Jávor et al. 1999, Pajor et al. 2014, Stilling et al. 2023). A magyarországi kecskelegelőkre vonatkozóan kevés publikált eredmény található. Hajnóczki és munkatársai (2014) kecskékkel legeltetett telepített gyepekben és természetes gyepekben is végeztek cönológia vizsgálatokat, aminek eredményeként igazolódott, hogy a kecskék is alkalmasak a gyepek fenntartására, kezelésére. Ezen túl Hajnóczki és munkatársai (2018, 2021) inváziós fajokat, a magas aranyvesszőt (*Solidago gigantea*) és a siskanád tippant (*Calamagrostis epigeios*) sikeresen alkalmazták tömegtakarmányként a kecskék takarmányozásában. Azonban a legelők növényzetének vizsgálatokor fontos a gazdasági és ökológiai szempontból is jelentős pázsitfű- és a pillangós fajok mennyisége, mert az itt fejlődő állatok legértékesebb takarmányát elsősorban ezen fajcsoportok adják (Kota et al. 1993, Nagy 1993, Vinczeffy 1993, Szemán 1994/95).

A jelen munkában hosszútávú, 20-25 éve kecskékkel hasznosított, eltérő legeltetési nyomású és gyepekezelésű területek vegetációját hasonlítjuk össze. A kutatás kérdése, hogy hogyan hatnak a különböző legelőterhelés és gyepekezelési típusok a gyepek fajösszetételére, valamint, hogy ez hogyan változik a hosszútávú kezelés során. További kérdés, hogy az említett hatások milyen irányba mozdítják a gyepek gyepgazdálkodási és természetvédelmi értékét?

Anyag és módszer

A vizsgálatban két, Magyarországon az Északi-középhegységben található település összesen 4 mintaterületének random készült cönológiai felvételeinek adatait dolgoztuk fel (1. ábra). A 2×2 m-es cönológiai felvételeket, ahol a fajok borítását %-ban adtuk meg. Minden mintaterületen 6-6 kvadrát készült.

A vegetációjára a *Pulsatillo montanae-Festucetum rupicolae* (Dostál 1933) Soó 1964 corr. Borhidi 1997 északi jejtősztyepprébe sorolható (Borhidi et al. 2012), ahol a *Festuca pseudovina* fációs alkotó. A mintaterületek a következők voltak:

Nagyréde:

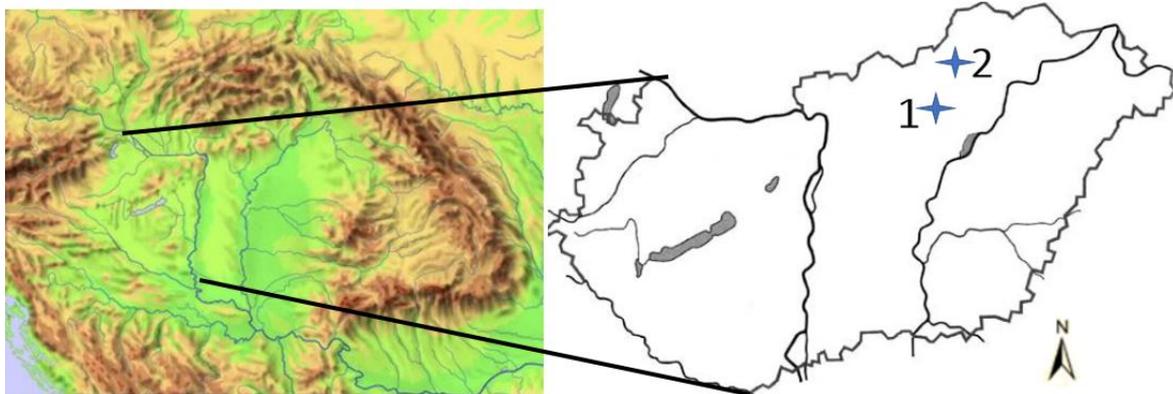
N1: Nagy legelőterhelésű sovány csenkesz és angolperje vezérvövényű gyepek (47.776867; 19.857049). A terület nagysága 2,5 ha, amit 2000 óta 24 anyakecskével és szaporulatával legeltetnek.

N2: Kaszálóként hasznosított, angolperje vezérvövényű 1 ha-os gyepterület (47.776508; 19.857164).

Csokvaomány:

C1: Kis legelőterhelésű sovány csenkesz vezérnövényű gyepek (48.168091; 20.370720). A terület nagysága 2,4 ha, amit 2000 óta 12 anyakecskével és szaporulatával legeltetnek.

C2: Rétként (az első növedék kaszálásával és a sarjú legeltetésével) hasznosított *Festuca pseudovina* vezérnövényű 2,4 ha-os terület (48.168184; 20.371170).



1. ábra. A mintaterületek magyarországi elhelyezkedése (1: Nagyréde; 2: Csokvaomány)
 Figure 1 Location of the sample areas in Hungary (1: Nagyréde; 2: Csokvaomány)

A természetvédelmi értékkategóriák (TVK) megoszlását Simon (2000) szerint, a szociális magatartástípusok (SBT) alapján elvégzett értékelést pedig Borhidi (1995) munkája szerint végeztük el. Az életforma elemzést Pignatti (2005) életforma típusai alapján is elvégeztük. A fajneveket Király (2009) szerint alkalmaztuk.

Biomassza vizsgálatok

A biomassza vizsgálatokat júniusban végeztük. A cönológiai felvételekkel párhuzamosan a kecske legeltetési hatásának modellezésére egy 2 × 2 méteres gyeprészt 7 centiméter magas tarlót hagyva. A gyepprodukció becslése a Balázs-féle (Balázs 1960, Házi et al. 2022, Szentes 2023) módszer szerint a következő képlet alapján történt:

$$P = ((M-s) \cdot BM \cdot b) / 100$$

P: produkció [Kg/ha]

M: gyepmagasság [cm]

s: tarlómagasság [cm]

BM: gyep esetében 400 [kg/ha]; lucernás esetében 470 [kg/ha]

b: borítási % [%]

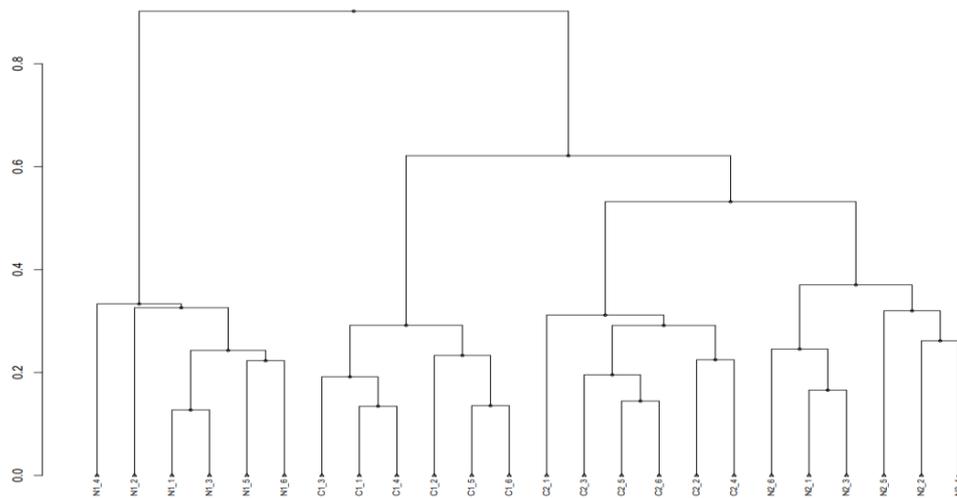
Az átlagos gyepmagasság és az összborítottság ismeretében (április-szeptember) megbecsültük az éves terméshozamot, ennek időbeli eloszlását, és ez alapján a gyepek állat eltartóképességét. Kecskénél 7 kg/nap zöldtömeeggel és 210 napos legeltetési időnyel számoltunk.

Statisztikai analízis

Az indirekt ordinációs módszerek közül főkomponens elemzést (PCA) és detrendált korrespondencia elemzést (DCA) alkalmaztunk. Az előbbi egy feltételezett háttérgradiens mentén a változók (fajok) lineáris összefüggését próbálja leírni, míg a másik unimodális (vagyis maximummal rendelkező) válaszgörbét feltételez. DCA-val lehetséges az objektumok és a fajok azonos koordináta-rendszerben történő ábrázolása interaktív eljárás segítségével, ezért választottuk az adatok elemzéskor jelen esetben is ezt. Az ordinációs teret az ordinációs tengelyek száma határozza meg, amelyek DCA esetében szórássegységekre skálázottak. Az első változatát Ihaka és Gentleman (1996) készítették.

Eredmények

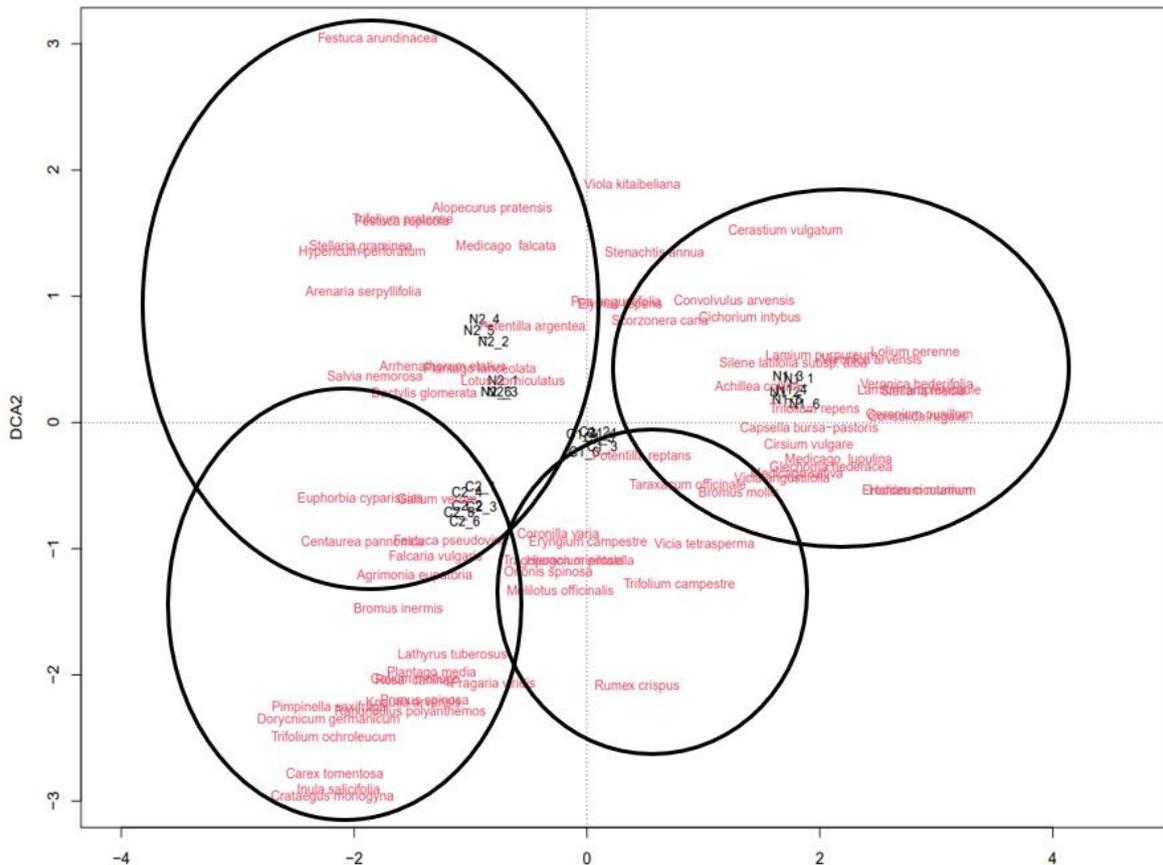
A klaszter analízis alapján a négy minterület kvadrátjai alkotnak egységes kládokat, de az egyes minterület mintanegyzeitein belül is a különbözőségek meglehetősen nagyok, 20% körüliek (2. ábra). A kvadrátok esetében az N1-es, nagyrédei túllegeltetett mintaterület eredményei térnek el, több, mint 80%-os különbözőségi szinten. A másik három mintaterület mintanegyzeitei egységesebb kládokat alkotnak. Ezen a csoporton belül a C1-es minterület kvadrátjai, ahol csak legeltetnek kecskékkel válnak el legnagyobb különbözőségi szinten. Az N2-es minterülethez a C1-es mintaterületek kvadrátjai vannak a legközelebb, ez a két terület növényzete hasonlít leginkább.



2. ábra. A vizsgált területek kvadrátjainak klasszifikációja (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyep; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyep)

Figure 2 Classification analysis of the sample areas (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland)

A DCA analízis még inkább elkülöníti a négy vizsgálati helyet, illetve az egymáshoz közeli minterületeket (3. ábra). A kvadrátok esetében az N1-es nagyrédei túllegeltetett mintaterület kvadrátjai térnek el ebben az esetben is leginkább. A másik három terület mintanegyazeteinek csoportjai és fajai között az átfedés nagyobb. Ebben az esetben is a C1-es minterület kvadrátjai, ahol csak kecskékkal legeltetnek válnak el legnagyobb különbségi szinten. Szintén az N2-es mintaterülethez a C1-es mintaterületek kvadrátjai vannak a legközelebb, ez a két terület növényzete hasonlít leginkább, amit a jelen elemzés is megerősít.



3. ábra. A vizsgált területek kvadrátjainak DCA analízise (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyep; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyep)

Figure 3 DCA analysis of the sample areas (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland)

Az 1. táblázat a mintaterületeken előforduló pázsitfűfajok borítási értékeit mutatja, amely alapján a N2, nagyrédei kaszáló és a C2 csokvaományi kaszált és legeltetett terület tartalmazza a legtöbb fajt és a borítási értékek is itt a legnagyobbak. Ezen pázsitfűfajok takarmányértékei gyengék, ami megerősíti, hogy gyepgazdálkodási szempontból kevésbé értékes területet mutat. A nagy gyepgazdálkodási értékű fajok (Klapp 7-8) közül az *Alopecurus pratensis*, a *Dactylis glomerata* a kaszálón (N2), illetve a rétként hasznosított (C2) területen található meg. A *Poa angustifolia* és a *Poa humilis*, ami

Klapp szerint 8-as értékű, a túllegeltetett területen fordul elő, illetve ott a legnagyobb a borítása.

1. táblázat. Az előforduló pázsitfű fajok kvadrátonkénti borítási %-os értékei (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyepek; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyepek)

Table 1 Percentage cover values of the occurring grass species per relevé (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland)

	N1							N2						
	1	2	3	4	5	6	cm	1	2	3	4	5	6	cm
<i>Alopecurus pratensis</i>	1		1				12		2		2	4	4	25
<i>Arrhenatherum elatius</i>								10		10	5	10		45
<i>Bromus inermis</i>									4	5			5	38
<i>Bromus mollis</i>	2	1	2	2	2	2	6							
<i>Bromus tectorum</i>					2	2	14							
<i>Dactylis glomerata</i>								5	4	5	5	5	5	38
<i>Elymus repens</i>	3	2	2	2	4	2	12	4	5	5	5	2	2	34
<i>Festuca arundinacea</i>									6		10	15		50
<i>Festuca pseudovina</i>		2			2		6	15	10	10	15	15	15	21
<i>Festuca rupicola</i>								5	10	4	5		4	32
<i>Hordeum murinum</i>		1		2		2	10							
<i>Lolium perenne</i>	5	8	5			2	9							
<i>Poa angustifolia</i>	8	5	10	10	4	5	6	15	10	15	10	10	15	38
<i>Poa annua</i>		1			1		10							
<i>Poa humilis</i>			1			1	12							
	C1							C2						
	1	2	3	4	5	6	cm	1	2	3	4	5	6	cm
<i>Alopecurus pratensis</i>									1		1	2		
<i>Arrhenatherum elatius</i>		4	2	5	4	4	25	5	4	5	5	5	4	48
<i>Bromus inermis</i>		1		1		1	15	2	2	4	2	4	2	39
<i>Bromus mollis</i>	2	1	2	2	1	1	10		1			1		18
<i>Dactylis glomerata</i>	2	1	2	2	2	2	15	4	4	4	5	4	4	35
<i>Elymus repens</i>	4	2	4	5	5	5	15	1	2	2	2	2	2	32
<i>Festuca pseudovina</i>	10	10	10	10	10	10	10	25	20	20	20	20	20	24
<i>Festuca rupicola</i>									2					
<i>Poa angustifolia</i>	5	10	5	5	5	5	8	8	5	5	5	2	4	36

A 2. táblázat a mintaterületeken előforduló pillangós fajok borítási értékeit mutatja, amely alapján csak néhány faj borítási értéke volt jelentős. A *Coronilla varia* borítása a C1 és a C2-es mintaterületen jelentős, de a Balázs és a Klapp-féle megítélés meglehetősen eltér. A Balázs-féle rendszer takarmányjavító fajként, míg Klapp mérgező fajként kezeli annak szaponintartalma miatt. A *Medicago falcata* és a *Lotus corniculatus* az N2, a

C1 és a C2 mintaterületen ér el jelentős, 5% körüli borítást. Mind a két faj jelentős takarmányértékkel bír, mind Balázs, mind Klapp megítélése alapján. A *Trifolium pratense* és *T. repens* szintén jelentős borítással van jelen a nagyrédei mintaterületeken. A túllegettetett területen (N1) a taposástűrő *Trifolium repens* éri el a legnagyobb borítást a pillangósok közül, míg a kaszálón és a gyenge legeltetési nyomásnak kitett mintaterületen a *Trifolium pratense* borítása jelentős.

2. táblázat. Az előforduló pillangós fajok átlagos %-os borítási értékei (N1: Nagyréde túllegettetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyep; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyep; B: Balázs-féle gyepgazdálkodási értékek; K: Klapp-féle takarmányozási értékek)
Table 2 Average percentage cover values of the occurring Fabaceae species (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde hayfield; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland; B: Balázs's grassland management values; K: Klapp- feeding values)

	N1							N2						
	1	2	3	4	5	6	cm	1	2	3	4	5	6	cm
<i>Coronilla varia</i>		2			2		6	5	4	4		4	4	25
<i>Lotus corniculatus</i>								4	2	4	4	4	4	21
<i>Medicago falcata</i>								4	5	4	5	5	2	24
<i>Medicago lupulina</i>		2		2		2	5							
<i>Medicago sativa</i>				1		2	21							
<i>Trifolium campestre</i>	1	1		1			5							
<i>Trifolium pratense</i>								5	5	5	10	5	5	32
<i>Trifolium repens</i>	10	5	10	15	10	5	6							
<i>Vicia angustifolia</i>	1	1		1	1	1	5			1				21
<i>Vicia tetrasperma</i>	1	1	1		1	1	5			1			1	12
	C1							C2						
	1	2	3	4	5	6	cm	1	2	3	4	5	6	cm
<i>Coronilla varia</i>	8	8	10	10	5	5	10	10	5	5	2	2	2	25
<i>Dorycnium germanicum</i>									2		2		2	16
<i>Lotus corniculatus</i>	5	4	5	5	5	5	13	4	2	4	2	2	2	20
<i>Medicago falcata</i>	2	4	4	2	4	2	10	1		2		1	1	25
<i>Medicago lupulina</i>		1			1		5							
<i>Medicago sativa</i>		1			1		20							
<i>Melilotus officinalis</i>	4	2	2	2	1	2	10	2	2	1		1	1	36
<i>Ononis spinosa</i>		2		1	1	1	6		1		1		1	21
<i>Trifolium alpestre</i>										1		1		25
<i>Trifolium campestre</i>			1		1	1	6			1			1	7
<i>Trifolium ochroleucum</i>								2	1		2	1		25
<i>Trifolium pratense</i>		1		1		1	12	2	1		2	1	2	30
<i>Trifolium repens</i>	5	4	5	2	4	5	6							
<i>Vicia angustifolia</i>		1			1		5							
<i>Vicia cracca</i>								1			1			21
<i>Vicia tetrasperma</i>			1		1	1	5			1				15

Az egyes mintaterületek és kvadrátok fajszámát áttekintve azt tapasztaltuk, hogy a fajszámok alapján az N2-es kaszáló kisebb fajszámot mutat, mint a C1-es gyengén legeltetett és főleg a C2-es kaszált és legeltetett terület. A legnagyobb fajszám a C2-es mintaterületen volt, ahol először a kaszálás történt, majd kecskékkal legeltetnek. A legkevesebb faj az N2-es kaszálón található meg. A legeltetett területeken, még az intenzíven legeltetett N1-es mintaterületen is nagyobb volt a fajok száma (3. táblázat).

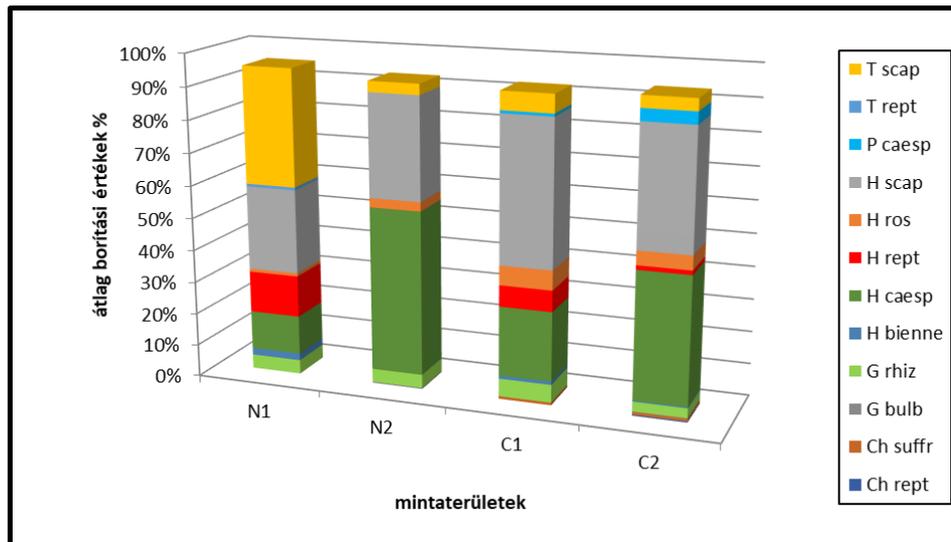
3. táblázat. A mintaterületek kvadrátjainak fajszáma és a mintaterületek átlag fajszáma (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyep; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyep)

Table 3 The number of species in the relevé of the sample areas and the average number of species in the sample areas (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland).

	N1						átlag	N2						átlag
kvadrátok	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
fajszám	27	36	28	26	35	33	31	19	28	22	24	24	24	24
	C1							C2						
kvadrátok	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
fajszám	21	37	33	28	39	39	33	29	46	35	42	46	44	40

Életforma megoszlások

A mintaterületek közül az egyéves felemelkedő szárú fajok aránya a legeltetett területeken volt nagyobb, az N1-es túllegeltetett területen több mint 30%-ot borítottak. A kúszó szárú, indás évelő fajok is legnagyobb arányban a túllegeltetett N1-es mintaterületen fordultak elő, és jelentős 5% körüli értékkel található meg a C1-es legelőn is. Az egyéves kúszó szárú fajok (*T rept*) pedig csak az N1-es mintaterületen fordultak elő. A fajok közül ennek a legnagyobb összetevője a *Trifolium repens* volt. A tölevélrózsával rendelkező évelő fajok (*H ros*) legnagyobb arányban a C1-es mintaterületen, a kis legeltetési nyomás alatt álló gyepben fordultak elő. Minden mintaterületen jelentős a rendszerint csak kétszikűekből álló felemelkedő szárú évelő fajok (*H scap*) mennyisége. Az évelő pázsitfűvek borítása a két legelőterületen volt a legkisebb, sőt az N1-es mintaterületen a 10 %-ot sem éri el, mivel az állatok már „kilegelték” őket a gyepből. A legmagasabb borítással a kaszálón voltak jelen, de a rét hasznosítású (C2) területen is jelentősek voltak. A cserjék (*P caesp*) mennyisége elenyésző, mindössze a C2-es mintaterületen található kis mennyiségben. A törpecserjék és félcserjés (*Ch suffr*, *Ch rept*) fajok fordulnak még elő 2-3%-ban minden mintaterületen (*Pl. Thymus glabrescens*, *Teucrium chamaedrys*) (4. ábra).

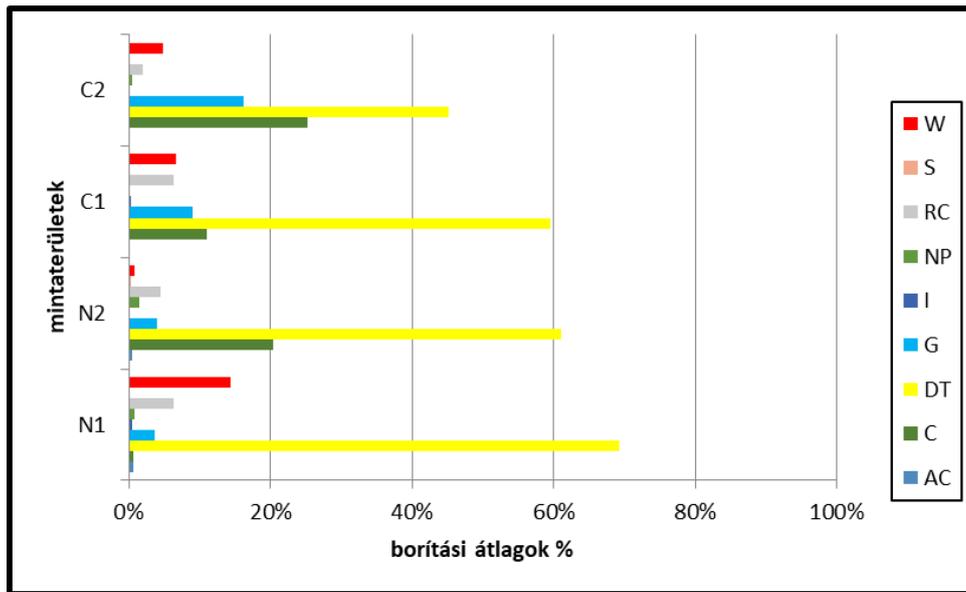


4. ábra. A fajok megoszlása a Pignatti-féle életforma-típusok alapján, az egyes mintaterületeken (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyep; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyep)

Figure 4 The distribution of the species by the Pignatti's growth forms in the areas (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland)

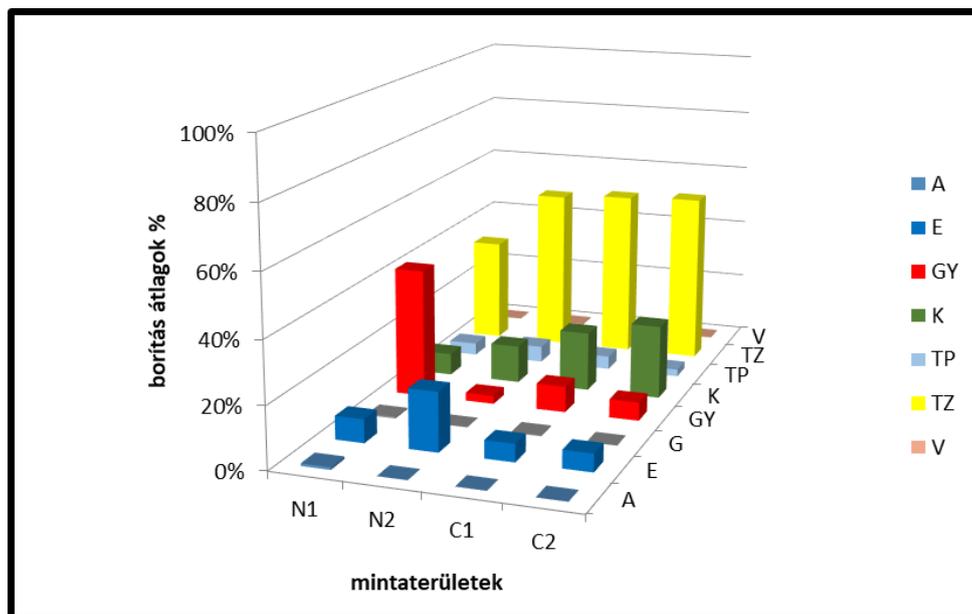
A mintaterületek növényzetének természetvédelmi értékelése

A természetvédelmi szempontokat figyelembe vevő elemzések alapján az N1-es mintaterületen volt a legnagyobb a ruderalis kompetitor (RC) fajok borítása, míg a legkisebb mennyiségben a rét hasznosítású C2-es mintaterületen találhatók meg. A természetes kompetitor, állományalkotó fajok a kevésbé zavart területeken az N1 mintaterület értékeinek többszörösét érték el (5. és 6. ábra).



5. ábra. A fajok megoszlása a szociális magatartás-típusok szerint az egyes mintaterületeken (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyepek; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyepek)

Figure 5 The distribution of the species by the social behaviour types in the areas (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland)



6. ábra. A fajok megoszlása a természetvédelmi kategóriák (TVK) alapján az egyes mintaterületeken (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyepek; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyepek)

Figure 6 Distribution of species based on nature protection categories in each sample area (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland)

Gyepgazdálkodási eredmények

A borítási értékek a négy mintaterületen hasonlóan alakultak, de ennél fontosabb a gyepalkotók összetétele. A nagyrédei túllegeltetett (N1) kecskelegelőn a fajok közel kétharmada gyepgazdálkodási szempontból értéktelen, illetve káros. A Balázs-féle takarmányértékszám is (K) is ezt mutatja. Utóbbi esetén a legkisebb értékek a túllegelt területen jelentkeztek. A gyenge legeltetési nyomásnak kitett kissé alullelegeltetett terület (C1) takarmányértéke viszont magasabb, mint a C2-es rét hasznosítású területé. A takarmány mennyisége viszont a C2-nél mintegy háromszorosa a C1-es területnek. A legjobb takarmányérték a N2-es kaszálón adódott (4. táblázat).

4. táblázat. A mintaterületek összhozama (t/ha) és takarmányértéke (N1: Nagyréde túllegeltetett terület; N2: Nagyréde kaszáló; C1: Csokvaomány kis legelőterhelésű gyep; C2: Csokvaomány kaszált és legeltetett gyep)

Table 4 Total yield (t/ha) and forage values of the sample areas (N1: Nagyréde overgrazed area; N2: Nagyréde mowing area; C1: Csokvaomány grassland with low grazing pressure; C2: Csokvaomány mowed and grazed grassland).

	Balázs	N1						átlag
		1	2	3	4	5	6	
borítás		93	95	97	96	98	96	95.8
minőség	K	2.11	2.03	1.9	2.13	1.3	1.78	1.87
termés t/ha	Sz	2.41	2.39	2.66	2.46	2.7	2.69	2.55
		N2						
		1	2	3	4	5	6	
borítás		91	98	85	98	99	87	93
minőség	K	3.79	3.55	3.94	3.73	3.82	3.46	3.71
termés t/ha	Sz	10.8	11.1	10.2	11.9	12.2	9.9	11
		C1						
		1	2	3	4	5	6	
borítás		94	96	98	96	96	97	96.2
minőség	K	2.94	2.79	2.7	2.91	2.57	2.52	2.74
termés t/ha	Sz	3.18	4.07	3.92	4.06	4.11	4.06	3.9
		C2						
		1	2	3	4	5	6	
borítás		93	99	94	96	96	94	95.3
minőség	K	3.34	2.47	2.75	2.59	2.4	2.22	2.63
termés t/ha	Sz	10.2	9.94	9.38	9.73	9.72	9.56	9.75

Értékelés

A gyep fenntartásában és kezelésében több tényezőnek is szerepe van, ami jelen esetben is érvényesül. A ható tényezők közül fontos az éghajlati elemek figyelembevétele. A vegetációban bekövetkezett változások és az éghajlati tényezők között több tanulmány szerint nem lehet szoros összefüggést találni (Adler és Levine 2007, Barta et

al. 2022). A vegetáció képes tolerálni az éghajlati változatosságot (Chesson et al. 2004, Collins et al. 2020). Jelentősebb összefüggés a növényzet és a csapadék között mutatható ki (Cleland et al. 2013), bár vannak olyan közlések, amelyek nem mutatnak ki összefüggést a vegetáció és a klíma között. A legeltetési nyomás és a fajdiverzitás között a száraz gyepekben sikerült összefüggést kimutatni (Harrison et al. 2015, Li et al. 2015). Jelen munkában ezért nem is térünk ki ezen elemek értékelésére, hanem cél a vegetáció összetételének és a területek kezelésének megfigyelése, valamint a legeltetési nyomás hatására a vegetációban bekövetkezett változások vizsgálata.

A kecskékkel történő legeltetés során a vegetáció szerkezetében bekövetkezett változások is jelentősek lehetnek, mint ahogy a vizsgálatunk is kimutatta. Fontos a vegetáció típus meghatározása, a domináns fajok alapján történő osztályozás. A domináns fajok a Pannon régió gyepeiben is mindig pázsitfűfajokat jelentenek (Borhidi et al. 2012), amik egyben fontos kiindulási pontok a gyepgazdálkodás során. A vizsgált gyepekben a domináns fajok a *Festuca nemzetség*ből kerültek ki, elsősorban a *Festuca pseudovina*, de a *Festuca rupicola* és a *Festuca arundinacea* is megtalálható a N2-es nagyrédei kaszáló területén. A domináns faj a vegetáció ökoszisztéma tulajdonságaira meghatározó hatást gyakorolhat (Blair et al. 2014), viszont a többi, a vegetációban előforduló, és gyakori, szubdomináns vagy bizonyos felvételekben domináns fajok is fontosak lehetnek, amely fajok által a vegetáció jobban tud alkalmazkodni a környezethez, a környezeti változásokhoz (Fantinato et al. 2016, Mouillot et al. 2013). Több publikáció hangsúlyozta az általános diverzitás szerepét az ökoszisztémák stabilitásának és működésének biztosításában (Allan et al. 2011, Mouillot et al. 2013). Az alárendelt fajok Wellstein és mtsai (2014), Richardson és mtsai (2012), valamint Mariotte és mtsai (2012) közlései szerint növelik a florisztikai és a funkcionális diverzitást is. A jelen vizsgálatok során is a kaszálás és a legeltetés kombinációja adja a legfajgazdagabb és takarmányozás szempontjából is a legértékesebb területet.

A legnagyobb fajszám a C2-es mintaterületen volt, ahol a kaszálás történt majd kecskékkel legeltettek. A legkevesebb faj az N2-es kaszálón található meg. A legeltetett területeken, még az intenzíven legeltetett N1-es mintaterületen is nagyobb volt a fajok száma, ami részben azzal is magyarázható, hogy a gyomok (Borhidi 1995, Simon 2000) mennyisége megnőtt. A gazdasági szempontból szintén fontos pillangósok mennyisége is a legeltetett területen volt jelentős, ami összhangban van számos irodalmi hivatkozással, miszerint a pillangós fajok száma a legeltetés hatására nő meg (Steiner és Grabe 1986, Makedos és Papanastasis 1996, Purgar et al. 2008). A fajok közül a *Trifolium repens* volt, ami a legeltetési nyomás hatására lett domináns, ami igazolja Steiner and Grabe (1986) és Steinshamn et al. (2001) eredményeit.

A jelen munka is megerősíti, hogy a legeltetés hatására az egyéves fajok mennyisége felszaporodott (Sala 1988, Sala et al. 1996) a legelőn, elsősorban a túllegeltetett (N1) területen lett az egyéves fajok mennyisége meghatározó.

A kecskéktől történő legeltetés célja változó lehet, például a biodiverzitás megőrzése és a gyepek fenntartása (Milchunas et al. 1988, Mancilla-Leytón et al. 2012, Rosa García et al. 2012), de elsősorban gazdasági jelentőségű, a területek hasznosítása (Fernández-Lugo és mtsai 2013, Ramirez 1999, Yayota et al. 2020). Hasznosak lehetnek abban is,

hogy elnyomják a gyomokat (Renzhong és Ripley 1997, Oba 1998, Orr 1980). Azonban a kecskék is csökkenthetik a pillangós fajok mennyiségét (Steiner és Grabe 1986, Makedos és Papanastasis 1996), de különösen hatékonyak lehetnek a cserjék visszaszorításában, mint természetvédelmi kezelés (Krehl 1997, Haumann 1998). Jelen vizsgálat során is a legelt területeken a cserjék mennyisége nem volt olyan jelentős, mint a kaszált területeken, de a megfelelő időben végzett kaszálás is kordában tartja a cserjéket.

A Pignatti-féle (2005) életfoma összetétel a gyep legeltetésére vonatkozóan jó indikátor értékű (catorci et al., 2017; Zimmermann et al. 2011). A kúszószerű fajok (*T rept*), főleg az évelő (*H rept*) a legelőn fordultak elő, és arányuk jól jelzi, hogy a C1-es mintaterületen pedig csak az N1-es mintaterületen csak néhány %-ban található meg, ami azt jelzi, hogy itt a legeltetési nyomás nem túlzott, viszont a N1-es mintaterületen a 15% egyértelműen jelzi a túlhasználatot. A tőlevélrózsás fajok (*H ros*) szintén a legeltetési nyomást jelzik, és a vizsgálati területek közül szintén a C1-es mintaterületen volt a legnagyobb az arányuk, ami szintén jól jelző érték arra vonatkozóan, hogy túllegeltetett.

A kecskék fontosak az invazív fajok elleni védekezésben is, de a legeltetés során vigyázni kell, mert veszélyt jelenthetnek az őshonos fajokra is (Burney 1993, Anderson and Radford 1994, Ramirez 1999, Anderson és Hoffman 2007, Arévalo et al. 2007, Baraza és Valiente-Benuet 2008). Az eredményeink megerősítik azokat az irodalmi közléseket, hogy a gyepek fajgazdagságának a fenntartásához szükséges a zavarás, de csak kismértékű legelőterhelés mellett (Sala 1988, Sala et al. 1996, Moog et al. 2002).

Egyes kutatók a fajgazdagság és a fitomassza közötti pozitív összefüggésre is közöl adatokat (Mittelbach et al. 2001, Guo 2007, Kelemen et al. 2014). Több szerző is szoros összefüggést talált a gyep fajösszetétele és diverzitása között (Olff és Ritchie 1998, Kahmen et al. 2002, Pykälä 2003, Cremene et al. 2005, Pykälä et al. 2005), aminek a tendenciája a jelen vizsgálatunk során is követhető.

Fontos a megfelelő legeltetési nyomás a gyepek fenntartható hasznosítása szempontjából. A túllegeltetés a gyep elszegényedése mellett segítheti a talajeróziót, valamint az invazív fajok elterjedéséhez is hozzájárulhat (O'Mara 2012). Az éghajlatváltozás miatt az emelkedő hőmérséklet és a változó csapadékviszonyok gyakoribb aszályokhoz vezetnek, amelyek további negatív hatást gyakorolnak a fajösszetételre és a gyeptermesre, valamint az üvegházhatású gázok, különösen a szén-dioxid megkötésére (Conant 2011). A füves területek jelentős szerepet játszanak a globális szén ciklusban és az éghajlati stabilitás fenntartásában (Yan és mtsai 2019, Dong et al. 2020). A legeltetés pedig jelentős hatással van a gyepek szén ciklusára is (Zhou et al. 2017, 2022). A vizsgált területen a gyep egy többszintű növényközösség volt, a legalacsonyabb szinten kisméretű füvekből, apró pillangósokból és kora tavasszal efemer növényekből állt. A középső szinten közepes méretű pázsitfűfélék (*Lolium perenne*, *Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*) és pillangósok (pl. *Coronilla varia*, *Lotus corniculatus*) helyezkedtek el, míg a legfelső szinten értékes fűfajok is szerepeltek (*Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*).

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem *Kutatási Kiválósági Programjának* támogatásával készült, valamint támogatta az OTKA K-147342 projekt.

Irodalom

- Adler P., B. Lauenroth W. K. 2000: Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. *Applied Vegetation Science* 3: 213–222.
- Adler, P.B., Levine, J.M. 2007: Contrasting relationships between precipitation and species richness in space and time. *Oikos* 116: 221–232.
- Allan, E., Weisser, W., Weigelt, A., Roscher, C., Fischer, M., Hillebrand, H. 2011: More diverse plant communities have higher functioning over time due to turnover in complementary dominant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 108: 17034–17039. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1104015108>
- Anderson, P., Radford, E. 1994: Changes in vegetation following reduction in grazing pressure on the National Trust's Kinder Estate, Peak District, Derbyshire, England. *Biological Conservation* 69: 55–63.
- Anderson, P.M.L., Hoffman, M.T. 2007: The impacts of sustained heavy grazing on plant diversity and composition in lowland and upland habitats across the Kamiesberg mountain range in the Succulent Karoo, South Africa *The Journal of Arid Environments* 70: 686–700. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.05.017>
- Balázs F. 1960: A gyepek botanikai és gazdasági értékelése. Mezőgazdasági kiadó, Budapest.
- Baraza, E., Valiente-Benuet, A. 2008: Seed dispersal by domestic goats in a semiarid thornscrub of Mexico. *J. Arid. Environ* 72: 1973–1976. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.04.004>
- Bartha, S., Szentes, Sz. Horváth, A., Házi, J., Zimmermann, Z., Molnár, Cs., Dancza, I., Margóczi, K., Pál, R., Purger, D., Schmidt, D., Óvári, M., Komoly, C., Sutyinszki, Zs., Szabó, G., Csathó, A.I., Juhász, M., Penksza, K., Molnár, Zs. 2013: Impact of mid-successional dominant species on the diversity and progress of succession in regenerating temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 17(2): 201–213.
- Bartha, S., Szabó, G., Csete, S., Purger, D., Házi, J., Csathó, A. I., Campetella, G., Canullo, R., Chelli, S., Tsakalos, J. L., Ónodi, G., Kröel-Dulay, Gy., Zimmermann, Z. 2022: High-Resolution Transect Sampling and Multiple Scale Diversity Analyses for Evaluating Grassland Resilience to Climatic Extremes. *Land* 11 378. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11030378>
- Benthien, O., Braun, M., Riemann, J. C., Stolter, C. 2018: Long-term effect of sheep and goat grazing on plant diversity in a semi-natural dry grassland habitat. *Heliyon* 4: 3. e00556. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2018.e00556>
- Bhardwaj, J.K., Kumar, V., Saraf, P., Kumari, P. and Mittal, M. 2018: Current status and changing national scenario of goat population: A review. *Agricultural Reviews* 39: 91–103.
- Blair, J., Nippert, J., Briggs, J. 2014: Grassland Ecology. In *Ecology and the Environment; The Plant Sciences* 8, Chapter 14; Monson, R.K., Ed.; Springer: New York, NY, USA, pp. 389–423.
- Borhidi, A. 1995: Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181.
- Borhidi, A, Kevey, B, Lendvai, G, Seregélyes, T. 2012: Plant communities of Hungary. Akadémiai Kiadó.
- Burney, D.A. 1993: Late Holocene environmental change in arid southwestern Madagascar. *Quat. Res.* 40: 98–106.
- Campetella, G., Canullo, R., Bartha, S. 2004: Coenostate descriptors and spatial dependence in vegetation - derived variables in monitoring forest dynamics and assembly rules. *Community Ecology* 5: 105–114.

- Catorci, A., Piermarteri, K., Penksza, K., Házi, J., Tardella, F. M. 2017: Filtering effect of temporal niche fluctuation and amplitude of environmental variations on the trait-related flowering patterns: lesson from sub-Mediterranean grasslands. *Scientific Reports* 7: Paper 12034. 14. p.
- Chesson, P., Gebauer, R.L.E., Schwinning, S., Huntly, N., Wiegand, K., Ernest, M.S.K., Sher, A., Novoplansky, A., Weltzin, J.F. 2004: Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141: 236–253.
- Cleland, E.E., Collins, S.L., Dickson, T.L., Farrer, E.C., Gross, K.L., Gherardi, L.A., Hallett, L.M., Hobbs, R.J., Hsu, J.S., Turnbull, L., et al. 2013: Sensitivity of grassland plant community composition to spatial vs. temporal variation in precipitation. *Ecology* 94: 1687–1696.
- Collins, S.L., Chung, Y.A., Baur, L.E., Hallmark, A., Ohlert, T.J., Rudgers, J.A. 2020: Press–pulse interactions and long-term community dynamics in a Chihuahuan Desert grassland. *Journal of Vegetation Science* 31: 722–732.
- Conant, R. T., Ogle, S.M., Paul E.A., Paustianet, K. 2011: Measuring and monitoring soil organic carbon stocks in agricultural lands for climate mitigation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 169. DOI: <https://doi.org/10.1890/090153>
- Cremene C., Groza G., Rakosy L., Schileyko A. A., Baur A., Erhardt A. Baur B. 2005: Alterations of steppe-like grasslands in Eastern Europe: a threat to regional biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 19: 1606–1618.
- De Bello, F., Valencia, E., Ward, D., Hallett, L. 2020: Why we still need permanent plots for vegetation science. *Journal of Vegetation Science*. 2020: 679–685. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12928>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Tóth, K., Miglécz, T., Tóthmérész, B. 2015: Reed cut, habitat diversity and productivity in wetlands. *Ecological Complexity* 22: 121–125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2015.02.010>
- DeMalach, N. Kigel, J. Voet, H. Ungar E.D. 2014: Are semiarid shrubs resilient to drought and grazing? Differences and similarities among species and habitats in a long-term study. *The Journal of Arid Environments* 102: 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.10.016>
- Dong, S., Shang, Z., Gao, J., Boone, R. B. 2020: Enhancing sustainability of grassland ecosystems through ecological restoration and grazing management in an era of climate change on Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 287: 106684. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106684>
- EUROSTAT. Share of Main Land Types in Utilised Agricultural Area (UAA) by NUTS 2 Regions (Tai05). Available online: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/tai05_esmsip2.htm (accessed on 18 April 2021).
- Eurostat. 2020: Share of Main Land Types in Utilised Agricultural Area (UAA) by NUTS 2 Regions.
- Fantinato, E., Del Vecchio, S., Slaviero, A., Conti, L., Acosta, A.T.R., Buffa, G. 2016: Does flowering synchrony contribute to the sustainment of dry grassland biodiversity? *Flora* 222: 96–103. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2016.04.003>
- Fernández-Lugo, S., Ramón Areévalo, J., de Nascimento, L., Mata, J., Bermejo, L. A. 2013: Long-term vegetation responses to different goatgrazing regimes in semi-natural ecosystems: a case study in Tenerife (Canary Islands). *Applied Vegetation Science* 16: 74–83. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01211.x>
- Fűrész, A., Penksza, K., Sipos, L., Turcsányi-Járdi, I., Szentés, Sz., Fintha, G., Penksza, P., Viszló, L., Szalai, F., Wagenhoffer, Zs. 2022: Examination of the Effects of Domestic Water Buffalo (*Bubalus bubalis*) Grazing on Wetland and Dry Grassland Habitats. *Plants-Basel* 12: 2184, 17 p.
- Guo, Q. 2007: The diversity–biomass–productivity relationships in grassland management and restoration. *Basic and Applied Ecology* 8: 199–208.
- Hajnáczki S., Póti P., Pajor F., Péter N., Penksza K. 2018: Inváziós fajok, mint a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) és a siskanád tippán (*Calamagrostis epigeios*) tömegtakarmányként való alkalmazhatósága kecskék takarmányozásában. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 17: 17–18.

- Hajnáczki, S., Pajor F., Péter, N., Bodnár, Á., Penksza, K., Póti, P. 2021: *Solidago gigantea* Ait. and *Calamagrostis epigejos* (L) Roth invasive plants as potential forage for goats. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Clu, Napoca* 49(1): 12197
- Hajnáczki S., Stilling F.T., Zimmermann Z., Szabó G., Póti P., Házi J., Szentes Sz., Sutyinszki Zs., Kerényi-Nagy V., Wichmann B., Penksza K. 2014: Kecskelgelők botanikai és természetvédelmi vizsgálatai és értékelése. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 2014(1-2): 17–28.
- Harrison, S.P., Gornish, E.S., Copeland, S. 2015: Climate-driven diversity loss in a grassland community. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 112: 8672–8677.
- Haumann, P. 1998: Biotope conservation with ruminants in Germany: the example of goats on shrub-infested slopes. In: 2nd LSIRD Conference on Livestock production in the European LFAs, Bray, Ireland, pp. 186–196.
- Házi, J., Bartha, S., Szentes, S., Wichmann, B., Penksza, K. 2011: Seminatúrális gyepterületkezelés a *Calamagrostis epigejos* mészterületen Magyarországon. *Plant Biosystems* 145: 699–707. DOI: <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601339>
- Házi J., Nagy A., Szentes Sz., Tamás J., Penksza K. 2009: Adatok a siska nádtippán (*Calamagrostis epigeios* L.) Roth. Cönológiai viszonyaihoz Dél-tiszántúli gyepekben. *Tájökológiai Lapok* 7(2):1–13.
- Házi, J., Penksza, K., Barcsi, A., Szentes, S. Pápay, G. 2022: Effects of Long-Term Mowing on Biomass Composition in Pannonian Dry Grasslands. *Agronomy* 12: 5 p. 1107.
- Hercule, J., Chatellier, V., Piet, L., Dumont, B., Benoit, M., Delaby, L., Donnars, C., Savini, I., Dupraz, P. 2017: Une typologie pour représenter la diversité des territoires d'élevage en Europe. *Productions Animales* 30: 285–302.
- Ihaka, R., Gentleman, R. 1996: "R: A language for data analysis and graphics." *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5(3): 299–314.
- IPCC. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2013; Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., Midgley, P.M., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2013; p. 1535. Available online: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/WG1AR5_all_final.pdf (accessed on 16 December 2021).
- Jávora A., Molnár Gy., Kukovics S. 1999: Juhtartás összehangolása a legelővel. in: Nagy G., Vinczeffy I. (eds.): *Agroökológia – Gyep - Vidékfejlesztés*. pp. 169–172.
- Jonas, J.L., Buhl, D.A., Symstad, A.J. 2015: Impacts of weather on long-term patterns of plant richness and diversity vary with location and management. *Ecology* 96: 2417–2432.
- Kahmen, S., Poschlod, P., Schreiber, K.F. 2002: Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319–328.
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Migléc, T., Tóth, K., Ölvedi, T., Tóthmérész, B. 2014: Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes and large-scale evidences after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation* 23: 741–751. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0631-8>
- Király G. (ed.) 2009: Új magyar füvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. *Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő*.
- Kota M., Zsuposné Oláh A., Vinczeffy I. 1993: A gyep néhány gyógynövényének takarmányértéke és mikrobiológiai jelentősége. In.: *Legeltetéses állattartás. Tudományos közlemények Debrecen*, pp. 159–169.
- Kotowski, M., Kotowska, D., Biró, M., Babai, D., Sharifian A., Szentes Sz., Łuczaj Ł., Molnár Zs. 2023: Change in European Forage and Fodder Plant Indicator Sets over the Past 250 Years. *Rangeland Ecology & Management* 88: 159–173
- Kovácsné Koncz N., Penksza V., Posta J., Béri B. 2017: Különböző szarvasmarhafajták legelői viselkedésének összehasonlító vizsgálata hortobágyi szikeseken. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 2017(2): 29–36.

- Krehl, A. 1997: Verhalten von Ziegen und Schafen in der Weidehaltung. Diplomarbeit, FG Int. Nutztierzucht u. -haltung, Univesitat Gesamthochschule Kasel, Witzenhausen.
- Li, Z., Ma, W., Liang, C., Liu, Z., Wang, W., Wang, L. 2015: Long-term vegetation dynamics driven by climatic variations in the Inner Mongolia grassland: Findings from 30-year monitoring. *Landscape Ecology* 30: 1701–1711.
- Magurran, A.E., Baillie, S.R., Buckland, S.T., Dick, J.M.P., Elston, D.A., Scott, E.M., Smith, R.I., Somerfield, P.J., Watt, A.D. 2010: Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: Assessing change in ecological communities through time. *Trends Ecology and Evolution* 25: 574–582.
- Makedos, I. D., Papanastasis, V. P. 1996: Effect of NP fertilisation and grazing intensity on species composition and herbage production in a Mediterranean Grassland and land use system. 16th EGF Meeting 1: 103–108.
- Mancilla-Leytón, J. M., Pino Mejías, R., Martín Vicente, A. 2012: Do goats preserve the forest? Evaluating the effects of grazing goats on combustible Mediterranean scrub. *Applied Vegetation Science* 16: 63–73. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109x.2012.01214.x>
- Margóczy, K. 1995: Interspecific associations in different sucesional stages of the vegetation in a Hungarian sandy area. *Tiscia* 29: 19–26.
- Mariotte, P., Vandenberghe, C., Kardol, P., Hagedorn, F., Buttler, A. 2013: Subordinate plant species enhance community resistance against drought in semi-natural grasslands. *Journal of Ecology* 01: 763–773. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12064>
- Meers, T. L., Bell, T. L., Enright, N. J., Kasel, S. 2008: Role of plant functional traits in determining vegetation composition of abandoned grazing land in north-eastern Victoria, Australia *Journal of Vegetation Science* 19: 515–524.
- Mihók S. 2005: Az állattenyésztés és a gyepgazdálkodás kapcsolata. In: Jávora A. (szerk.): Gyep-Állat-Vidék-Kutatás-Tudomány. DE ATC, Debrecen pp. 55–62.
- Milazzo, F., Francksen, R.M., Abdalla, M., Ravetto Enri, S., Zavattaro, L., Pittarello, M., Hejduk, S., Newell-Price, P., Schils, R.L.M., Smith, P., et al. 2023: An Overview of Permanent Grassland Grazing Management Practices and the Impacts on Principal Soil Quality Indicators. *Agronomy* 13: 1366. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy13051366>
- Milchunas, D. G., Lauenroth, W. 1993: Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 6: 327–66.
- Milchunas, D. G., Sala, O. E., Laurenroth, W. K. 1988: A generalized model of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 132: 87–106.
- Mitchley, J., Xofis, P. 2005: Landscape structure and management regime as indicators of calcareous grassland habitat condition and species diversity. *Journal of Natural Conservation* 13: 171–183.
- Mittelbach, G.G., Steiner, C.F., Scheiner, S.M., Gross, K.L., Reynolds, H.L., Waide, R.B., Willig, M.R., Dodson, S.I., Gough, L. 2001: What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82: 2381–2396.
- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., Schreiber, K.F. 2002: Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Applied Vegetation Science* 5: 99–106.
- Mouillot, D., Bellwood, D.R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien., et al. 2013: Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS Biology* 11: e1001569. DOI: <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.-P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., Tichý, L. 2016: Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science* 19: 1–264. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>
- Nagy G. 1993: Gyepesítési módok alapjai. Legelő és gyepgazdálkodás. Budapest, HU: Mezőgazda Kiadó.
- Olf, H., Ritchie, M.E. 1998: Effects of herbivores in grassland plant diversity. *Trends Ecol. Evol.* 13: 261–265.

- O'Mara, F.P. 2012: The role of grasslands in food security and climate change. *Annals of botany* 110: 1263–1270. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcs209>
- Orr, D.M. 1980: Effects of sheep grazing *Astrelba* grassland in central western Queensland, Australia: 1. Effect of grazing pressure and livestock distribution. *Australian Journal of Agricultural Research* 31: 797–806. DOI: <https://doi.org/10.1071/AR9800797>
- Pajor F., Kerti A., Penksza K., Kuchtik J., Harkányiné Székely Zs., Béres A., Czinkota I., Szentes Sz., Póti, P. 2014: Improving nutritional quality of the goat milk by grazing. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(1): 301–307.
- Peco, B., Sánchez, A.M., Azcárate F.M. 2006: Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 113: 284–294.
- Pignatti S. 2005: Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39: 1–97.
- Purgar, D.D., Šindrak, Z., Vokurka, A., Primorac, A., Bolarič, S. 2008: Soil assessment based on botanical composition on habitats of autochthonous populations of red clover (*Trifolium pratense* L.) *Cereal Research Communications* 36: 1727–1730.
- Pykälä, J. 2003: Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12: 2211–2226.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Kontula, T. 2005: Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6: 25–33.
- Ramirez, R.G. 1999: Feed resources and feeding techniques of small ruminants under extensive management conditions. *Small Ruminant Research* 34: 215–230. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-4488\(99\)00075-9](https://doi.org/10.1016/S0921-4488(99)00075-9)
- Renzhong, W., Ripley, E. A. 1997: Effect of grazing on a *Leymus chinensis* grassland on the Sonnen plain of north-eastern China. *Journal of Arid Environments* 36(2): 307–318.
- Richardson, S.J., Williams, P.A., Mason, N.W., Buxton, R.P., Courtney, S.P., Rance, B.D., Wiser, S.K. 2012: Rare species drive local trait diversity in two geographically disjunct examples of a naturally rare alpine ecosystem in New Zealand. *Journal of Vegetation Science* 23: 626–639. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01396.x>
- Rosa García, R., Celaya, R., García, U., Osoro, K. 2012: Goat grazing, its interactions with other herbivores and biodiversity conservation issues. *Small Ruminant Research* 107: 49–64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2012.03.021>
- Sala, O.E. 1988: The effect of herbivory on vegetation structure. In: Werger, M. J.A., van der Aart, P.J.M., Doring, H.J., Verhoeven, J.T.A. (eds.): *Plant form and vegetation structure*, SPB, The Hague, pp. 317–330.
- Sala, O.E., Lauenroth, W.K., McNaughton, S.J., Rusch, G., Xinshi Zhang, A. 1996: Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In: Mooney, H.A., Cushman, J.H., Medina, E., Sala, O.E., Schulze, E.D. (eds.): *Functional roles of biodiversity: A global perspective*. pp. 129–149.
- Schlecht, E., Dickhöfer, U., Predotova, M., Buerkert, A. 2011: The importance of semi-arid natural mountain pastures for feed intake and recycling of nutrients by traditionally managed goats on the Arabian Peninsula. *The Journal of Arid Environments* 75: 113–1146. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.05.010>
- Simon T. 2000: *A magyar edényes flóra határozója*. Tankönyvkiadó. Budapest.
- Steiner, J.J., Grabe, D.F. 1986: Sheep grazing effects on subterranean clover (*Trifolium subterraneum*) Development and seed production in western Oregon (USA). *Crop Science* 26: 367–372. DOI: <https://doi.org/10.2135/cropsci1986.0011183X002600020032x>
- Steinshamn, H., Gronmyr, F., Tveit, H. 2001: Seasonal changes in botanical composition of an organically managed pasture. *International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Organic Grassland Farming*, Wirzenhausen.

- Stilling, F., Penksza, K., Hajnóczki, S., Szentes, Sz., Fűrész, A., Sipos, L., Penksza, P., Saláta, D., Melenya, C., Wagenhoffer, Zs., Póti, P., Pajor, F. 2023: Botanical and turf management evaluation in goat pastures established from Pannonian natural and abandoned arable land. *Small Ruminant Research* 229,107119. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2023.107119>
- Szemán, L. 1994-95: Grassland yield and seedbed preparation. *Bulletin of the University of Agricultural Sciences, Gödöllő*, pp. 45–51.
- Szentes, Sz., Kenéz, Á., Saláta, D., Szabó, M., Penksza, K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communication* 35(2): 1161–1164.
- Szentes, Sz., Sutyinszki, Zs., Szabó, G., Zimmermann, Z., Házi, J., Wichmann, B., Hufnagel, L., Penksza, K., Bartha, S. 2012: Grazed Pannonian grassland beta-diversity changes due to C4 yellow bluestem. *Central European Journal of Biology* 7(6): 1055–1065.
- Szentes, Sz., Sutyinszki, Zs., Kiss, T., Fűrész, A., Saláta, D., Harkányiné Székely, Zs., Penksza, K. 2022: Verges as Fragments of Loess Grasslands in the Carpathian Basin and Their *Festuca* Species. *Diversity*, 14: 510. DOI: <https://doi.org/10.3390/d14070510>
- Szentes, Szilárd; Wagenhoffer, Zsombor; Tasi, Julianna; Penksza, Károly; Bajnok, Márta 2023: Szemléltetés a gyepelmezésben, háromdimenziós termésbecslési és minősítési módszer – előtanulmány *Gyepgazdálkodási Közlemények* 21(2): 47–58.
- Szentes Sz., Tasi J., Házi J., Penksza K. 2009: A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai-és Káli-medencei lólegelőn a 2008. évi gyepgazdálkodási idényben. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 65–72.
- Török, P., Penksza, K., Tóth, E., Kelemen, A., Sonkoly, J., Tóthmérész, B. 2018: Vegetation type and grazing intensity jointly shape grazing on grassland biodiversity. *Ecology and Evolution* 8: 10326–10335. DOI: <https://doi.org/10.1002/ece3.4508>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóthmérész, B. 2014: Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* 9, e97095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097095>
- Valkó, O., Török, P., Deák, B., Tóthmérész, B. 2014: Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology* 15: 26–33. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.11.002>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G., Tóthmérész, B. 2012: Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309.
- Vinczeffly I. 1993: Legelő és gyepgazdálkodás. *Mezőgazda Kiadó*, Budapest.
- Wellstein, C., Campetella, G., Spada, F., Chelli, S., Mucina, L., Canullo, R., Bartha, S. 2014: Context-dependent assembly rules and the role of dominating grasses in semi-natural abandoned sub-Mediterranean grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 113–122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.016>
- Wesche, K., Ambarlı, D., Kamp, J., Török, P., Treiber, J., Dengler, J. 2016: The Palearctic steppe biome: a new synthesis. *Biodiversity and Conservation* 25: 2197–2231. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1214-7>
- Wilcox, K.R., Shi, Z., Gherardi, L.A., Lemoine, N.P., Koerner, S.E., Hoover, D.L., Bork, E., Byrne, K.M., Cahill, J., Jr., Collins, S.L., et al. 2017: Asymmetric responses of primary productivity to precipitation extremes: A synthesis of grassland precipitation manipulation experiments. *Global Change Biology Bioenergy* 23: 4376–4385.
- Yayota, M.; Doi, K. 2020: Goat Grazing for Restoring, Managing, and Conserving “Satoyama”, a Unique Socio-Ecological Production Landscape. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4: 541721. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.541721>
- Zhou, S., Dong, Y., Julihaiti, A., Nie, T., Jiang, A., An, S. 2022: Spatial Variation in Desert Spring Vegetation Biomass, Richness and Their Environmental Controls in the Arid Region of Central Asia. *Sustainability* 14: 12152. DOI: <https://doi.org/10.3390/su141912152>

- Zhou, G., Zhou, X., He, Y., Shao, J., Hu, Z., Liu, R., Hosseinibai, S. 2017: Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: A meta-analysis. *Global change biology* 23: 1167–1179. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13431>
- Zimmermann Z., Szabó G., Bartha S., Szentés Sz., Penksza K. 2011: Juhlegeltetés hatásainak természetvédelmi célú vizsgálata legelt és művelésből kivont gyepek növényzetére *Animal Welfare, Etológia és Tartástechnológia* 7(3): 234–262.

Effect of long-term grazing with goats on the natural state and economic value of vegetation in North Hungarian Mountains grasslands

I. TURCSÁNYI-JÁRDI¹, P. BALOGH^{1,2}, M. BAJNOK³

¹ Institute of Agronomy, Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Department of Botany, Páter Károly Street 1, H-2100 Gödöllő, Hungary; e-mail: ildikojardi@gmail.com

² Ecological Agricultural Research Institute, Animal Breeding Group, Ráby Mátyás Street 26, H-1033 Budapest, Hungary; e-mail: petra.balogh@biokutatas.hu

³ Animal Breeding, Nutrition and Laboratory Animal Science Department, University of Veterinary Medicine István Street., H-1078 Budapest, Hungary; e-mail: bajnok.marta@univet.hu

Keywords: mowing, grazing, productivity of the grassland, *Festuca* species, forage value

Abstract: In the present study, we processed the cenological data of 4 sample areas of two settlements in the North Hungarian Mountains. The plots are almost identical in size (2.4-2.5 ha) and have been grazed and mowed by goats for 20-25 years. The sample plots are: N1: Nagyréde overgrazed goat pasture. N2: Nagyréde meadow. C1: Csokvaomány low grazing pressure goat grazing grassland. C2: Csokvaomány mowed and grazed. In each area 6-6 cenological records were taken randomly. The objective was to compare the vegetation of different grazing pressure and grassland management areas with goats over a long period of 20-25 years of continuous grazing. How valuable is it for conservation and grassland management? Based on the study of the grasslands established under long-term management, mowing and grazing could be a sustainable management form for the utilisation of these semi-arid grasslands in the Pannonian region. Grazing with goats also provides opportunity of maintaining the condition of the grassland. Overgrazed grassland, when grazed with 24 mother goats and their offspring over an area of 2.5 ha, resulted in the most degraded vegetation community. This was reflected in the species composition since most of the species were weeds and disturbance tolerants. Nevertheless, the number of species A was higher than in the meadow(N2), but this was due to the high number of weeds. The overgrazed N1 grassland also had a low value in the Balázs grassland assessment number. The low grazing pressure grassland (C1) also had a significant number of species indicative of degradation, but the proportion of weeds was low. In terms of grassland management and biomass values the mown grassland was the most valuable grassland of all those studied. Based on the species composition of the areas the values of the meadow (N2) and subsequently grazed goat pasture (C2) in were particular outstanding. The meadow (N2) contains nearly double the value of the number of species, which results in the stability of the lawn, so it is believed that it will be more resistant to the changing climate in the future. Based on the present study, the combination of light grazing pressure and mowing is best suited for the management and economic utilization of these semi-arid grasslands.

*A műre a Creative Commons4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



21th Wellmann International Scientific Conference

Each year the Wellmann International Scientific Conference is organised by the University of Szeged Faculty of Agriculture, Hódmezővásárhely in cooperation with other partners (Banat's University of Agricultural Sciences and Veterinary Medicine "King Michael I of Romania" from Timișoara, Faculty of Agricultural Management, Timișoara (Romania), Hungarian Academy of Sciences Regional Committee in Szeged and Foundation for Agricultural Modernization and Rural Development, Hódmezővásárhely). On April 21 2024 the 21st conference entitled "Global challenges & responses in agriculture and environment" took place in Hódmezővásárhely.

The conference started with the plenary sessions. In the first session a presentation on the "Relation between agrobiodiversity, water availability and microclimate characteristics in the Oases of Kebili, Tunisia" was held. The speakers gave an overview of the conservation and the agro-biodiversity levels within oases in Tunisia and the ability of these unique ecosystems to confront climate change threats.

In the second plenary session the topic "Technological challenges and paradigm shifts in wastewater treatment and sludge utilization" was addressed. Dr. Sándor Beszédes explained the need for efficient wastewater purification technologies and how conventional wastewater treatment technologies cannot remove some pollutants, necessitating the development of novel and more efficient processes. Some recommendations were given for regenerated wastewater technologies as an alternative water resource, ensuring water availability while reducing pressure on water bodies.

In the third plenary session, the presentation of Dr. Béla Halasi-Kovács focused on the "Environmental challenges of European freshwater aquaculture and possible answers to be given on policy level". During his intervention it was highlighted how pond farming, despite its social, economic, and environmental benefits, faces challenges due to climate change, including decreasing renewable water resources, increasing water blooming, and emerging pathogens. This affects the non-specific immune status of farmed fish species. He recommended that lessons from traditional low trophic pond aquaculture can be used in developing circular bio-based farming in the EU. Also, it was emphasized that focused research and innovation can lead to sustainable, competitive, and resilient production, while consistent and complex policies based on the blue bioeconomy can be implemented.

The event continued with the poster session where presenters had the opportunity to expose orally their research work for one hour. There, two PhD students from The Doctoral School of Environmental Sciences of MATE (Hungarian University of Agriculture and Life Sciences) got the chance to present the subject of their posters. The poster of Gabriella Hajagos focused on measuring microclimate regulation of steppe wood vegetation in Central Hungary while the poster of Örs Ábrám showed the changes in the ecological status of the Böddi-szék soda pan in a decade.

Parallel sessions took place from 2 pm to 5.30 pm covering several topics: a) Agricultural production I. b) Agricultural production II, c) Agricultural economics, Food processing & safety, d) Environmental protection, Forestry, Nature conservation, Wildlife management, and e) Innovation in agriculture, Rural & sustainable development.

Some PhD students from MATE participated in the Environmental protection, Forestry, Nature conservation, and Wildlife management sessions.

The presentation's topics were:

- a) Frequency and abundance changes of wild boar rooting in Vöröskővár, Budapest, Hungary (Figure 1 and 3, Natalia Pitta-Osses)
- b) How does nature conservation citizen science impact policy and decision-making? A review (Figure 2 and 3, Johanna Soria Aguirre)



Figure 1 Natalia Pitta Osses presenting her PhD topic at the 21th Wellmann International Scientific Conference in 2024, Hódmezővásárhely, Hungary



Figure 2 Johanna Soria Aguirre presenting her PhD topic at the 21th Wellmann International Scientific Conference in 2024, Hódmezővásárhely, Hungary

- c) Use of camera traps to monitor human-wildlife interactions around the Nairobi National Park - Kenya (Figure 3, Jocelyn Weyala Burudi)

In conclusion, given the pressing challenges posed by nature's decline and climate change, it is imperative to prioritize science-based actions and research initiatives that foster collaboration between new and experienced researchers and facilitate the exchange of ideas.



Figure 3 Participants of the Hungarian University of Agriculture and Life Sciences (left to right: Natalia Pitta Osses, Jocelyn Weyala Burudi, Johanna Soria Aguirre) at the 21st Wellmann International Scientific Conference in 2024, Hódmezővásárhely, Hungary

Throughout the presentations, the theme of collaborative work emerged many times, transcending the diversity of topics discussed. Many presenters emphasized the importance of collaboration among academia, society, practitioners, and researchers.

Such partnerships not only broaden the knowledge base in conservation and agriculture but also enhance our collective capacity to address environmental challenges effectively.

Johanna Soria Aguirre
Hungarian University of Agriculture and Life Sciences – Gödöllő
Institute for Wildlife Management and Nature Conservation,
Environmental Doctoral School

*A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a
[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).*



X. Magyar Tájökológiai Konferencia

A MATE Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézetének Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszéke 2024. szeptember 5-6-án rendezte meg a jogelőd SZIE Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet által 2004-ben útjára indított Magyar Tájökológiai Konferenciasorozat tizedik, jubileumi eseményét.

A konferencia célja a táj kutatással foglalkozó hazai szakemberek közötti eszmecsere elősegítése, a kapcsolatok erősítése, a szakterületen keletkezett új eredmények bemutatása mellett az volt, hogy megünnepeljük a konferenciasorozat tizedik állomását, és a konferenciasorozatot indító Barcsi Attiláról is megemlékezzünk, aki sajnos már nem lehet velünk.

A konferencia fő témája a következő volt: "Az Európai Zöld Megállapodás stratégiai céljainak megvalósítását szolgáló tájléptékű megoldások"

Olyan hazai szakember jelentkezését vártuk, akik a természet és a társadalom kölcsönhatását tájléptékben, vagy egyes tájalkotó elemekre vonatkozólag vizsgálják, és eredményeik a 2050-re kitűzött fenntarthatósági célok végrehajtását szolgáló európai uniós stratégiák (éghajlatváltozás, biodiverzitás, KAP, erdőstratégia, körforgásos gazdaság, energiaellátás stb.) valamelyikének megvalósítását segítik.

A megszólítani kívánt szakterületek a következők voltak: tájtörténet, tájrégészet, örökségvédelem, természet- és tájvédelem, ökológia, geográfia, agrár- és vidékfejlesztés, erdőszet, vízgazdálkodás, tájépítészet, tájtervezés, terület- és településtervezés, ökológiai közgazdaságtan, szakigazgatás és szakpolitika.

A konferencia nyelve: magyar.

Konferencia Tudományos Bizottsága

Elnök: Dr. Centeri Csaba, egyetemi docens
MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék

Tagok:

Dr. Boromisza Zsombor, egyetemi docens
MATE, TTDI, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
Prof. Dr. Csorba Péter, professor emeritus
DE, FI, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék
Prof. Dr. Gyulai Ferenc, professor emeritus
MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
Prof. Dr. Kertész Ádám, kutatóprofesszor emeritus
HUN-REN, Földrajztudományi Intézet
Kincses Krisztina, főtanácsos
AM, Nemzeti Parki és Tájvédelmi Főosztály
Prof. Dr. Lóczy Dénes, egyetemi tanár

PTE, FFI, Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék
 Prof. Dr. Mezősi Gábor, egyetemi tanár
 SzTE, Geoinformatikai, Természet- és Környezetföldrajzi Tanszék

A Konferencia Szervezőbizottsága

(MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék)

Elnök: Dr. Grónás Viktor, egyetemi docens

Tagok: Dr. Malatinszky Ákos, egyetemi docens, Dr. Orosz György, egyetemi adjunktus, Dr. Pető Ákos, tanszékvezető, egyetemi docens, Tormáné Dr. Kovács Eszter, egyetemi tanár, Orbánné Dobrovits Katalin, oktatási szakértő, szervező, Rákosi Beáta, gazdasági ügyek, szervező

A konferencia plenáris előadásokkal kezdődött. Balczó Bertalan, az Agrárminisztérium helyettes államtitkára tartott előadást „Az Európai Zöld megállapodás hazai megvalósításával összefüggő természet- és tájvédelmi feladatok” címmel, elsősorban az uniós folyamatok hatásának bemutatásával a hazai történésekre (1. ábra).



1. ábra Balczó Bertalan, az Agrárminisztérium helyettes államtitkára tart előadást „Az Európai Zöld megállapodás hazai megvalósításával összefüggő természet- és tájvédelmi feladatok” címmel
 (Fotó: Centeri Cs.)

Figure 1 Bertalan Balczó, Deputy State Secretary of the Ministry of Agriculture, gives a presentation entitled "Nature and landscape protection tasks related to the domestic implementation of the European Green Agreement" (Photo: Cs. Centeri)

Ezt követően Tóth Péter, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület programvezetője folytatta a konferencia egyik fő témájának, az agráriumnak, ezen belül is a hazai helyzetnek az elemzésével, „A Közös Agrárpolitika szerepe a hazai természetvédelmi stratégiai célok megvalósításában” címmel.



2. ábra Tóth Péter, a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület programvezetője tart plenáris előadást az „A Közös Agrárpolitika szerepe a hazai természetvédelmi stratégiai célok megvalósításában” címmel (Fotó: Centeri Cs.)

Figure 2 Péter Tóth, program manager of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Association, gives a plenary lecture entitled "The role of the Common Agricultural Policy in the implementation of domestic nature conservation strategic goals" (Photo: Cs. Centeri)

A két plenáris előadás után Centeri Csaba tekintette át az eddigi konferenciák történetét, majd Grónás Viktor ismertette a konferencia programját, és a főbb technikai tudnivalókat. A konferenciával Dr. Barczy Attilára emlékeztünk, aki az első konferencia megálmodója és főszervezője volt. Attila tájképeiből láthattak a résztvevők egy szép kiállítást a nagyelőadóban.

A tájak vonzásában

Emlékkiállítás Dr. Barczy Attila (1964–2020) fotóiból

„...Jómagam a talajokkal foglalkozom. Nagyon szeretem ezt a küssé elfelejtett, elhanyagolt „anyaföldet”. Hiszen a talaj a kőzet, a víz, a levegő és az élővilág metszéspontjában, ezek határfelületén alakul ki. Így egyrészt egyesíti szinte az összes tényezőt, ami tájainkat létrehozza, másrészt kedvét lelheti bennük a földtan, a biológia, a kémia, vagy akár a fizika iránt érdeklődő ember is...”

*Dr. Barczy Attila:
Magyarország tájai füzetsorozat
Dunántúli-dombság, Külső-Somogy, Előszó*



A konferencián ismertetett témákat a beérkezett jelentkezések, a címek és az absztraktok alapján öt szekciókba soroltuk, amelyek a következők voltak:

- I. Táj- és tájhasználat-változás, tájtörténet (12 előadás)
- II. Természet- és tájvédelem (14 előadás)
- III. Településökológia (5 előadás)
- IV. Tájépítészet, tájtervezés, tájrehabilitáció (8 előadás)
- V. Táj-, mező- és vadgazdálkodás, vidékfejlesztés, oktatás (9 előadás)

A szekciókban összesen így 48 előadás hangzott el.

A poszterszekcióban 22 poszter került bemutatásra. A posztereket rendhagyó módon nem papíron kinyomtatva, hanem kivetítőn bemutatva lehetett megtekinteni. Ezen kívül a poszterek felkerültek a konferencia honlapjára is, a letöltés menüpont alatt meg lehet őket tekinteni: <https://konferencia.uni-mate.hu/poszterek>

A konferencia terepi délutánján ellátogattunk a hévízgyörki Öreg-templomhoz és a löszfalhoz, valamint rövid látogatást tettünk a galgahévízi láprét környékén.



3. ábra Látogatás a hévízgyörki löszfalnál, amely a Pécsi Márton által leírt típusos lösz a Galgamentén (Fotó: Centeri Cs.)

Figure 3 Visit to the loess wall in Hévízgyörk which is the typical loess as described by Márton Pécsi along the Galga Creek (Photo: Cs. Centeri)

A konferencia absztraktkötete elérhető az alábbi címen: https://konferencia.uni-mate.hu/storage/X.MagyarTajokologiaiKonferencia2024_absztraktkotet.v3.pdf

A konferencia proceedings kötetének minden cikke nyomdába került 2024. dec. 16-án. A cikkeket a lektori vélemények alapján a szerzők javításai és technikai szerkesztés után véglegesítettük. Reményeink szerint még 2024-es dátummal fognak megjelenni.

Rövid, mozgóképes bemutató a konferenciáról Orosz György kollégánk összeállításában: <https://www.youtube.com/watch?v=RCqqvfjFKf0>

Centeri Csaba
Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem – Gödöllő
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a
[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).



XIV. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia 2024. november 15–16., Pilisvörösvár

Az erdők szerepe Magyarországon: védelem, gazdálkodás, rekreáció

A Magyar Biológiai Társaság Természetvédelmi és Ökológiai Szakosztálya a HUNREN Ökológiai Kutatóközponttal együttműködésben tizennegyedik alkalommal szervezte meg a Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia-sorozatának újabb eseményét. A konferencia küldetése, hogy közös fórumot biztosítva kapcsolatot teremtsen a természetvédelem gyakorlati és a gyakorlatot segíteni hivatott elméleti szakemberei között, és ezáltal hozzájáruljon természeti értékeink hatékony megőrzéséhez. A műhelytalálkozó ezúttal az erdők jelenlegi és jövőbeni szerepével, valamint az erdők gazdasági, védelmi és rekreációs funkcióinak összehangolásával foglalkozott.

A 2024-es találkozón a szakmai program az alábbi négy fő téma köré szervezett szimpóziumokból, plenáris előadásokból, poszterszekcióból és vitaestből állt:

- 1) Milyen az erdők természetességi állapota Magyarországon, hogyan változtak e tekintetben erdeink?
- 2) Lehetséges-e növelni a gazdálkodás alól kivont erdőterületeket, hol valósítható ez meg, igényelnek-e ezek az erdők természetvédelmi célú erdőkezelést?
- 3) Hol és hogyan lehet ökológiailag fenntarthatóbbá tenni az erdőgazdálkodást?
- 4) Milyen szempontokat vegyünk figyelembe az erdőtelepítések során?
- 5) Hogyan befolyásolja a klímaváltozás az erdők fenntartását és kezelését?

Ezekon kívül bármilyen, erdei ökoszisztémákat érintő kutatásokat és azok anyagait szívesen fogadták a szervezők. Ez utóbbiakra megjelenési lehetőséget elsősorban poszterek formájában biztosítottak, így a konferencia szakmai oldalát számos egyéb tudományos nézőpont, új eredmény gazdagította.

A konferencia helyszínéül a pilisvörösvári Művészetek Háza szolgált, ahol az első, pénteki napon 4 szekcióban összesen 18 előadás hangzott el. Dr. Ódor Péter bevezető előadását követően az 'Erdők természetességi állapota' c. szekcióban a hazai erdőtermészetességi értékelési módszerek múltjáról, jelenéről és jövőjéről hallhattunk több érdekes előadást. Bemutatásra kerültek olyan korábban megvalósított terepi vizsgálatok, amelyek ma is fontos tanulságokkal szolgálnak, adataik pedig számos vizsgálat-hoz használhatók. Kijelenthető, hogy az ismertett, országos léptékű, illetve nagy területeken kivitelezett projektek nélkül ma sokkal kevesebbet tudnánk a hazai erdők állapotáról. Ezt követően az 'Erdők kivonása a gazdálkodás alól, természetvédelmi erdőkezelés' c. témakör következett, melyben a szentélyerdőkről és különböző természetvédelmi célú erdőkezelési módszerek alkalmazhatóságáról volt elsősorban szó. Ma nehéz megmondani, hogy pontosan mekkora erdőterületen folyik olyan természetkímélő gazdálkodás, amely ténylegesen hozzájárul az erdeink sokféleségének, részben pedig érintetlenségének megőrzéséhez. Azonban az előadásokban számos

megközelítést, új módszert hallhattunk, amelyek a hazai erdész- és természetvédelmi szakma ebbe az irányba mutató törekvéseit érzékeltette. A soron következő szekció az ökológiailag fenntartható erdőgazdálkodás köré szerveződött, végül a klímaváltozás és erdőgazdálkodás kapcsolata zárta az előadás-sorozatot. Az előadók mindkét szekcióban rámutattak azokra az erdeinkkel kapcsolatos kihívásokra, amelyek már rövidtávon sem kerülhetők meg. Emellett felhívták a figyelmet számos olyan fontos döntésre, amelyet a közeljövőben mindenképpen meg kell hoznunk, s az erdeink sorsa gazdálkodói és természetvédelmi szempontokból egyaránt nagyban ezeken fog múlni. Az előadásokon népes szakmai tömeg gyűlt össze, mely jól jelzi a konferencia népszerűségét és jelentőségét (1. ábra).



1. ábra Az előadásokat nagy érdeklődéssel hallgatta a szakmai közönség. Pilisvörösvár, Művészetek Háza, 2024. november 13. (Fotó: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

Figure 1. The presentations were listened to with great interest by the professional audience. Pilisvörösvár, House of Arts, november 13, 2024 (Photo: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

A Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem kutatóit a Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézetéről öten képviselték: Centeri Csaba, Erdélyi Arnold, Malatinszky Ákos, Saláta Dénes és Rusvai Katalin. A felsorolt szerzők 5 db poszter formájában ismertették eredményeiket az eseményen (az érintett szerzők félkövér betűvel kiemelve):

- Bodolay Zsolt, Karádi Anett, Bucsai Csaba, Saláta Dénes: Honos és idegenhonos, illetve tájidegen fafajok növekedésének vizsgálata évgyűrűminták alapján a gödöllői Fácános-erdőben.
- Erdélyi Arnold, Hartdégen Judit, Malatinszky Ákos, Vadász Csaba: Harc a mirigyes bálványfával és a nyugati ostorfával: egy négy éves kísérlet tanulmányai.

- Katona Krisztián, Sütő Dávid, Natalia Pitta Osses, Fehér Ádám, Farkas János, Siffer Sándor, Centeri Csaba: A vaddisznó erdei talajbolygatásának tér-időbeli dinamikája, szerepe a tölgyerdők felújulásában.
- Rusvai Katalin, Miskolczi Noémi, Házi Judit, Czóbel Szilárd: A vadetetőhelyek potenciális szerepe az inváziós fajok terjedésében.

A konferencián Rusvai Katalin Erdélyi Arnold, Malatinszky Ákos és Saláta Dénes személyesen is részt tudott venni, a poszterszekció keretében számos hasznos szakmai tapasztalatcsere történt (2. ábra). A szombat szakmai napot egy tartalmas vitaest zárta, majd a megjelentek egy kötetlen vacsorán oszthatták meg további gondolataikat egymással.



2. ábra. A poszterszekció jó lehetőséget biztosított a szakmai tapasztalatok megosztására.
(Fotó: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

Figure 2. The poster session provided a good opportunity to share professional experiences.
(Photo: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

A konferencia másnap, szombaton szakmai kirándulással folytatódott. A résztvevők reggel 9 órakor kezdtek el gyülekezni a pilisvörösvári vasútállomás parkolójában, ahonnan telekocsikkal indultak a terepi nap helyszíneire.

A kirándulás első helyszíne a Szénások Európa Diplomás terület volt, ahol a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai mutattak be természetvédelmi erdőkezelés alatt álló területeket (akác és fekete fenyves természetvédelmi célú átalakítása). Ezután az Ökológiai Kutatóközpont és a Pilisi Parkerdő Zrt. kísérleti területeit látogattuk meg a Hosszú-hegyen (Pilisszentkereszt), ahol a Pilis Üzem mód és a Pilis Lék kísérleteket néztük meg. Ezek a helyszíneken a szakmai vezető Ódor Péter volt. A harmadik helyszín a Pilisi Parkerdő Zrt. Mexikó-pusztai örökzöld kísérleti állománya volt, ahol Csépanyi Péter volt a vezetőnk. Az időjárás meglehetősen hideg és ködös volt, de a nap második felében már napsütésben hallgathattuk szakmai vezetőink szavait (3-4. ábra).



3. ábra. A szakmai nap ködös, szürke időben kezdődött (Fotó: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

Figure 4. The second day started in a foggy, gray weather (Photo: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)



4. ábra. Mexikó-pusztai bemutatóhelynél már napsütésben hallgathatták a résztvevők a szakmai vezetőik bemutatóját (Fotó: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

Figure 5. The participants could listen to the presentation of the leaders in the sunshine at Mexikó-puszta (Photo: https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_op=c_op_public&s_guid=667e5a6f-215d-62c4-aea7-ec95a1b2aef3)

A konferencia a terepi nappal kiegészítve igazán komplex szakmai tapasztalatot, s egyben nagy élmény jelentett valamennyi résztvevő számára. A kevésbé tapasztalt fiatal kutatók és a sokat látott szakemberek egyaránt új ismeretekkel és feltehetőleg számos új kutatási ötlettel térhettek haza.

Dr. Rusvai Katalin, Erdélyi Arnold
Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem – Gödöllő
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

A konferencián elhangzott előadások anyaga elérhető a következő linken:

https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_rec_mod=c_rec_mod_mbt_doc_list_public&s_guid=673f4660-2087-62c4-bb3e-0c948274f072

Az absztraktkötet pedig az alábbi linken tölthető le:

https://www.mbt-biologia.hu/index.php?c_rec_mod=c_rec_mod_mbt_doc_public&s_guid=673f44cf-0794-412c-93e4-23388f78bcd6

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a
[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).



Summary Report on the EUCALAND Special Session at the 30th PECSRL 2024

In 2024, the 30th Permanent European Conference for the Study of the Rural Landscapes (PECSRL) took place from 9–15 September in Lublin and Zamość in Poland with the overall conference topic “Borderscapes – Past and Future”. The Institute for Research on European Agricultural Landscapes e.V. (EUCALAND) offered its 9th special session with the title “Heritage of European cross-border landscapes: issues of their identification, management and interpretation”, organised by Alexandra Kruse, Zdeněk Kučera and Pierre-François Toulze.

Landscapes are cross-border phenomena and within Europe often unique landscapes are located along the major political borders. Despite past changes in political and cultural realities within many European areas, it is the unique character of cross-border landscapes that often provides potential for the development of cross-border contacts, communities and shared place identities within Europe’s emerging regions. However, in the context of past and present political, societal and cultural developments, there are also many challenges connected with the identification, interpretation, management and protection of cross-border landscapes and their heritages. Although landscapes located along the major borders may have shared in the past some of the driving forces resulting in its present common unique character, differing political conditions existing and management approaches applied especially along the national borders may have led to various resulting transformations with different impact on the original local landscape character. Last but not least, cross-border landscapes also often represent unique ecosystems, such as big river or mountain landscapes that pose specific challenges for parties involved in their (transboundary) management. Thus, the special session focussed on the discussion of various aspects of identification, management, interpretation and presentation of heritage of cross-border landscapes in Europe.

The session was organised in two parts with three presentations in both. Asja Gollo (University of Innsbruck, Austria) with Andreas Haller and Oliver Bender (both from the Austrian Academy of Science, Austria) presented research on “Expanding heritage and landscape beyond borders. Reflections on challenges and potentialities of linguistic minorities’ cross-borderness” about minorities in the Italian Alps. She draws attention to the fact that facing global change, the erosion of cultural diversity is a particularly relevant issue for small culturally defined groups. Besides facing environmental and economic challenges, they must also navigate through culturally assimilating dynamics that threaten their identity. After this exciting Italian adventure, Jos Cuijpers (Vrije Universiteit Amsterdam, The Netherlands) shared his approach to “Retrogressive research in historical geography”. He explained that a retrogressive

study is based on the latter, the known, for example, a recent map of an area. Subsequently, we work step by step back to earlier phases of the landscape based on historical research. By 'subtracting' new developments and 'adding' dilapidated objects, the situation at earlier times can be reconstructed. Alexandra Kruse (EUCALAND e.V., Germany) closed the first session part with her speech about the "Green Belt of Europe – From Death Zone to Lifeline. Different consideration and different meanings on both sides of the former border." She stressed that even more than 35 years later, the effects of the so-called Iron Curtain can still be experienced and felt in the cross-border landscapes, not only from a physical landscape point of view but also within society and even families.

This context was continued in the session's second part by Zdeněk Kučera (Charles University, Faculty of Science, Prague, Czechia) who talked about "Landscape as adopted heritage: remembering deserted settlements along the western border of Czechia". During the period following the end of World War II, the Czech borderland witnessed almost total population exchange connected with significant cultural change – even stronger than along the inner-German border. With the transfer of the Czech Germans, the continuity of settlement, cultivation and interpretation of local landscapes was broken. Consequently, two major characteristics that define the contemporary borderland landscape may be recognized: absences of continuity in cultivation, identity and tradition as well as ongoing attempts at revitalization and growing interest in the history of local places and communities. Andrzej Jakubowski (Marie Curie-Skłodowska University, Poland), Tomasz Studzieniecki (Gdynia Maritime University, Poland) and Joanna Kurowska-Pysz (WSB University, Poland) continued with an insight about "Lithuanian-Polish tourist cross-border functional area: From shared landscape to a single tourist destination". They explored the case of the mysterious land of the Yotvingian tribe and its development as a green retreat – from slow tourism to a healthy life. The session was closed by Theo van der Sluis (Wageningen University & Research, The Netherlands) with Veerle Van Eetvelde, Ziggy Sabbe (both Gent University, Belgium) and Irene Bouwma (Wageningen University & Research, The Netherlands) who explored the issue of "Restoring ecosystems in cross-border landscapes – the case of the Nature Restoration Law (NRL)". After the agreement on the EU-Nature Restoration Law text by the European Parliament, followed by its adoption through the European Environment Council in June 2024, the NRL has come into force. The law is legally binding and has large implications for all EU member states and conservation organisations. The law requires that the Member States take measures for at least 20 % of degraded ecosystems by 2030 and 90 % by 2050. This later presentation underlined the vast topic and reminded all of us how important it is and always will be to think and act transboundary.

Photos from the conference field trip are representatives of agricultural landscapes (Figure 1) and cultural heritage (Figure 2).



Figure 1. Long stripe fields have their special origin since the whole property was divided equally among all inhabitants after a political change several centuries ago (Photo: Alexandra Kruse)



Figure 2. St. Paraskevi Church, UNESCO World Heritage Site (Photo: Alexandra Kruse)

The recent EUCALAND special session brought together scientists with presentations, representing diverse topics, related to research and management of rural landsca-

pes across Europe. Similarly to previous such occasions, publishing the session proceedings in the Hungarian Journal of Landscape Ecology is envisaged. We are also looking forward to continuing the tradition of the EUCALAND special sessions at the next PECSRL conferences in Gent, Belgium in 2026, and Prague, Czechia in 2028.

Alexandra Kruse (EUCALAND e.V.),

e-mail: secretariat@eucaland.net

Zdeněk Kučera (Charles University, Faculty of Science, Czechia),

e-mail: zdenek.kucera@natur.cuni.cz

Pierre-François Toulze (EUCALAND e.V.),

e-mail: pftoulze@gmail.com

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:

CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a

Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



31. Pozsonyi Poszternap 2024. november 13., Szlovákia, Pozsony

Transport of Water, Chemicals and Energy in The Soil – Plant – Atmosphere System in Conditions of the Climate Variability

A 2024-es konferencián a vízkészletek megértésének és kezelésének fontossága volt a fő témakör, melyet az utóbbi évek egyre szélsőségesebb csapadékeseményei tettek indokolttá. Ilyen volt többek között a közelmúltban Európa-szerte pusztító Boris ciklon, mely Szlovákiában és Csehországban egyaránt jelentős károkat okozott. Ezek az árvizek rávilágítanak arra, hogy sürgősen szükség van innovatív kutatásokra az árvizek előrejelzése, kezelése és a károk enyhítése terén, különösen mivel a klímaváltozás következtében a jövőben várhatóan növekedni fog ezeknek az extrém éghajlati eseményeknek a száma és intenzitása.

A konferencia tanulmánykötete az árvízzel kapcsolatos tanulmányok mellett kitér arra is, hogy az éghajlati és földhasználati változások egyaránt jelentős hatással vannak a hidrológiai folyamatokra és ezáltal az ökoszisztémák egészségére is. Az agrár- és erdei ökoszisztémák fenntartható gyakorlatainak kutatása kulcsfontosságú, mivel ezek a tájak nem csak a biológiai sokféleség támogatásában vesznek részt, hanem közvetlenül befolyásolják a talaj és a víz minőségét is, melyek alapvetőek a környezet hosszútávú ellenállóképessége szempontjából.

A szervezők által összeállított tanulmánykötet kihangsúlyozza, hogy a környezeti és hidrológiai kutatások napjainkban egy olyan rendkívül összetett világban zajlanak, melyet a kialakult gyors globális változások, többek között az éghajlati változékonyság, az erőforrások szűkössége, a biológiai sokféleség csökkenése és a környezetszennyezés, befolyásolnak. Ezeknek a komplex problémáknak a megoldása együttműködésen alapuló megközelítést igényel, amely integrálja a különböző szakterületeket, valamint összekapcsolja a tudományt, a politikát és a gyakorlati megoldásokat egyaránt.

A poszternapon elsősorban szlovák és cseh kutatók szerepeltek, de voltak magyar és grúz résztvevők is. A publikált kutatások három fő tématerületet öleltek fel:

Felszín alatti hidrológia (hidrológiai folyamatok a talajban; bioszén; a talajok fizikai jellemzői);

Felszíni hidrológia (felszíni vízrendszerek; folyóvizek minősége; talajvíz-felszíni víz kölcsönhatások vagy kölcsönhatások hidraulikus építményekkel);

Éghajlatváltozás és változékonyság (az éghajlatváltozás és a földhasználat változásának hatása a hidrológiai rendszerekre; az éghajlatváltozás ökoszisztémákra gyakorolt hatásai).

A konferencia egy rövid megnyitóval kezdődött, majd két plenáris előadás is elhangzott. Az egyik a bioszén felhasználásának előnyeit és hátrányait vizsgálta egy hosszú távú, szlovákiai kísérletre alapozva, míg a másik egy grúz példán keresztül mutatta be a felszíni folyóvizek szennyezettségének problémáját.

Mindezek után a résztvevők egy kis megvendéglésen vehettek részt, ami után a poszterek megtekintése következett. Összesen 45 absztrakttal jelentkeztek a konferenciára, melyből nagy számban kerültek kiállításra poszterek is a helyszínen (1. ábra).



1. ábra. Poszterszekció a 31. Pozsonyi Poszternapon (balról jobbra Bíró Zsolt, Zsembery Zita és Rusvai Katalin) 2024. november 13. (Fotó: Centeri Cs.)

Figure 1. Poster session of the 31st Posterday of Bratislava (from left to right we can see Zsolt Bíró, Zita Zsembery and Katalin Rusvai), 13/11/2024 (Photo: Cs. Centeri)

A hazai kutatókat a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézetéről hárman is képviselték. A Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszékről Centeri Csaba és Rusvai Katalin, míg a Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszékről Bíró Zsolt vettek részt a tudományos eseményen.

A felsorolt szerzők három poszter és tanulmány formájában képviselték az egyetemet:

- Katalin Rusvai, Csaba Centeri, Zsolt Bíró: Changes in soil properties at wild boar feeding sites in Hungary
- Csaba Centeri, Zita Zsembery, Zsolt Bíró: Erosion effects in a beech forest
- Martina Slámová, Csaba Centeri, Zsolt Bíró: The impact of land use change on soil properties on terraces: grassland to forest versus grassland.

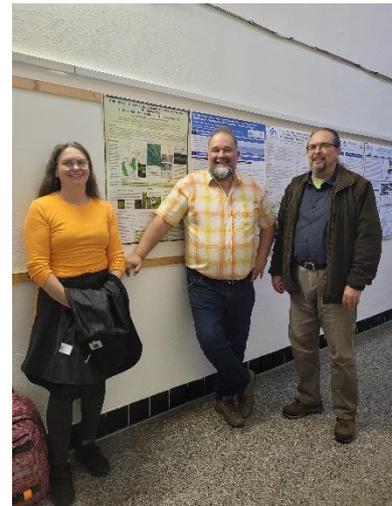
A konferencián (mondhatni rendhagyó módon) mindhárom poszter mindhárom szerzője személyesen is részt tudott venni (2–4. ábra).



2. ábra. Rusvai Katalin, Centeri Csaba és Biró Zsolt
 Figure 2. Katalin Rusvai, Csaba Centeri and Zsolt Biró



3. ábra. Centeri Csaba, Zsembery Zita és Biró Zsolt
 Figure 3. Csaba Centeri, Zita Zsembery and Zsolt Biró



4. ábra. Martina Slámova, Centeri Csaba és Biró Zsolt
 Figure 4. Martina Slámova, Csaba Centeri and Zsolt Biró.

A konferencia azzal segíti a doktorandusz hallgatókat, hogy ISBN számmal látja el a benyújtott absztraktokból készülő absztraktkötetet, valamint a konferencia cikkekből készülő „proceedings” kötetet.

Dr. Rusvai Katalin
 Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem – Gödöllő
 Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

A konferencia absztraktkötete elérhető a következő linken (a befoglaló mű MTMT azonosítója: 35583987):

[https://1778df732d.clvaw-cdnwnd.com/464163c6c58a7760d1](https://1778df732d.clvaw-cdnwnd.com/464163c6c58a7760d10c2dc0e217449b/200000793-15bc315bc5/E-Book_abstracts_2024.pdf?ph=1778df732d)

[0c2dc0e217449b/200000793-15bc315bc5/E-Book_abstracts_2024.pdf?ph=1778df732d](https://1778df732d.clvaw-cdnwnd.com/464163c6c58a7760d10c2dc0e217449b/200000793-15bc315bc5/E-Book_abstracts_2024.pdf?ph=1778df732d)

A teljes kiadványok pedig itt találhatóak (a befoglaló mű MTMT azonosítója: 35583980):

https://1778df732d.clvaw-cdnwnd.com/464163c6c58a7760d10c2dc0e217449b/200000791-8be328be34/E-Book%20of%20Papers%20UH%20SAV_2024_final.pdf?ph=1778df732d

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
 CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a
 Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.



15th ICEEE 2024 Online International Annual Conference 2024 november 21–22. Óbudai Egyetem

Global Environmental Development & Sustainability: Research, Engineering & Management

A konferencia most is, mint minden évben online került megrendezésre, angol volt a hivatalos nyelv és ingyenes volt.

A plenáris előadásokon hallhattunk indiai levegőszennyezettségről, a nanotechnológia és az emberi egészség kapcsolatáról, zajvédelmi technológiai újításokról, patogének egészségügyi hatásairól, a klímaérzékeny mezőgazdaság fenntarthatóságáról, az emberi erőforrások hosszútávú biztosításáról és a biofilmek fejlesztésének hatásáról új technológiák kidolgozására.

Az ún. technikai szekciókból összesen hét volt:

- A. Sustainable Development & Environmental Protection
- B. Healthcare & Public Health Sustainability: Risk & Management
- C. Soil Biology & Agricultural Sustainability
- D. Sustainability of Water, Sediments & Waste Management
- E. Sustainability of Circular (Bio)Economy Strategy of Recycling, & Energy
- F. Air Pollution & Ecosystems & Landscape
- G. Applied & Natural Sciences
- H. Light Industry & Eco-design

Ezenkívül kétféle poszterszekció volt, az egyik kiselőadással, a másik kiselőadás nélküli lehetőséggel. Az intézetünk részéről Rusvai Katalin, Centeri Csaba és Biró Zsolt vett részt a konferencián, összesen 4 poszterrel.

Centeri Csaba
Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem – Gödöllő
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet

A részletes program megtalálható a konferencia honlapján: <https://kti.rkk.uni-obuda.hu/wp-content/uploads/2024/11/Scientific-Program-of-15th-ICEEE-2024.pdf>

A konferencia honlapja itt található: <https://www.iceee.hu/program.html>

A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:
CC-BY-NC-ND-4.0.

This work is licensed under a
[Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).



