



Erdészettudományi Közlemények

11. évfolyam 1-2. szám 2021

A Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézetének
és Erdőmérnöki Karának tudományos lapja





Begyógyuló sebek

A kép 2021. júniusában készült a Börzsöny szívében, a Királyházától dél felé nyíló Rakotytás-völgy alsó szakaszán. A fényképezőgép a völgyfenékről, a nyugati kitettséű Kemence 39 B erdőrészletbe tekintett bele. A terület része a Kemencei Erdészeti Igazgatóság folyamatos erdőborítást szolgáló, átmeneti üzemmódban kezelt tömbjének. A kép érdekessége, hogy az erdészeti munkáját és egy természetes bolygatás (jégtörés) következményét, valamint az erdő impozáns megújuló erejét térbeli összefüggésben ábrázolja. A látómező felső részén, a középkorú bükkös anyaállomány kontúrja egy 2012-ben végrehajtott szálalóvágás során kialakított, fahossznyi vágáspásztát rajzol körül. A kép alsó felében, az újulat egyenetlen felszíne gyökértányérral együtt kifordult tuskók tömegét rejti. Ez mementóként mutatja, ahogy a 2014. decemberi – az erdészeti mintegy kétszáz hektár felújítási kötelezettséget generáló – jégtörés és jégdöntés tovább nyitotta az ember által kialakított záródáshiányt. Végül az is látható, hogy az erdőben ejtett mindkét „sebet”, összefüggően begyógyítja a – korai elődeink által gyomfának is nevezett – bükk 2011. és 2013. évi makktörményeiből megindult felújulás.

Fotó: Csóka György (SOE ERTI), szöveg: Varga Zoltán (Ipoly Erdő Zrt.)

Erdészettudományi Közlemények

11. évfolyam 1–2. szám



2021

Főszerkesztő:

Csóka György (SOE ERTI)

Helyettes főszerkesztő:

Lakatos Ferenc (SOE EMK)

Technikai szerkesztők:

Hirka Anikó (SOE ERTI), Király Gergely (SOE EMK), Molnár Miklós

A szerkesztőbizottság társelnökei:

Borovics Attila (SOE ERTI), és Náhlik András (SOE EMK)

A szerkesztőbizottság tagjai:

*Albert Levente (SOE EMK)
Duska József (MEGOSZ)
Führer Ernő (SOE ERTI),
Göbölös Péter (Gyulaj Zrt.)
Gribovszki Zoltán (SOE EMK)
Kolozs László (NFK EFO)
Kovács Gábor (SOE EMK)
Szabados Ildikó (AM)
Szepesi András (AM)*

Felelős kiadó:

Címlapterv:

*Griffes Grafikai Stúdió
4027 Debrecen, Ibolya u. 8. III/10.
www.griffes.hu*

Címlapkép:

*Vízben álló lábas égerek
(©Selyem József)*

ISSN 2062-6711

Nyomdai munkák:

TARTALOMJEGYZÉK

11. évfolyam 1. szám

<i>Szmorad Ferenc, Kelemen Kristóf, Kenderes Kata és Standovár Tibor:</i> Északi-középhegységi erdők összetételének, szerkezetének és holtfa-viszonyainak összehasonlító elemzése	5–25
<i>Németh Tamás Márton, Szabó Orsolya és Móricz Norbert:</i> Fiatal somogyi kocsánytalan tölgyek és csertölgyek szárazságérzékenységének összehasonlító vizsgálata	27–40
<i>Erdélyi Arnold, Hartdéken Judit, Malatinszky Ákos, Lestyán Csaba János és Vadász Csaba:</i> Egyes erdőgazdálkodási tevékenységek hatása a mirigyes bálványfa (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle) terjedésére meszes homoki termőhelyeken	41–53
<i>Horváth Csenge Veronika, Tinya Flóra, Kovács Bence és Ódor Péter:</i> Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy pilisi gyertyános-tölgyes aljnövényzetére	55–68
<i>Rusvai Katalin és Czóbel Szilárd:</i> A vadászati célú etetőhelyek gyomfertőzöttsége a Mátrai Tájvédelmi Körzetben	69–79

11. évfolyam 2. szám

<i>Molnár Tamás és Király Géza:</i> A Sárvári Farkas-erdő Sentinel-2 űrfelvétel alapú erdőmonitoring terve	83–94
<i>Kollár Tamás és Borovics Attila:</i> A magyarországi hosszú lejáratú erdészeti tartamkísérleti hálózat fenntartásának korszerű irányelvei, adatfeldolgozási módszerei és legfontosabb eredményei	95–114
<i>Bali László, Andrési Dániel, Tuba Katalin és Szinetár Csaba:</i> Betekintés a Kecskemét közeli Nyíri-erdő talajfelszín közeli pókfaunájába	115–129
<i>Balázs Balázs Gábor, Tuba Katalin és Lakatos Ferenc:</i> Mikroorganizmusok szerepe a szűbogarak (Curculionidae, Scolytinae) ökológiájában	131–142
Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 17. évfolyamában (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai	143–147

CONTENTS

Vol. 11 Nr. 1

<i>Ferenc Szmorad, Kristóf Kelemen, Kata Kenderes and Tibor Standovár:</i> Assessment of composition, structure and dead wood supply in forests of the North Hungarian Mountains, Hungary	5–25
<i>Tamás Márton Németh, Orsolya Szabó and Norbert Móricz:</i> Comparative drought sensitivity analysis of young oak stands in Somogy County (Hungary)	27–40
<i>Arnold Erdélyi, Judit Hartdében, Ákos Malatinszky, Csaba János Lestyán and Csaba Vadász:</i> Impacts of different silvicultural practices on the spread of Tree of Heaven (<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle) in calcareous sand forests	41–53
<i>Csenge Veronika Horváth, Flóra Tinya, Bence Kovács and Péter Ódor:</i> The effect of different forestry treatments on the understory vegetation of a sessile oak–hornbeam forest	55–68
<i>Katalin Rusvai and Szilárd Czóbel:</i> Weed invasion of bait sites in the Mátra Landscape Protection Area	69–79

Vol. 11 Nr. 2

<i>Tamás Molnár and Géza Király</i> Forest monitoring plan of Farkas-erdő of Sárvár based on Sentinel-2 satellite images and cloud computing	83–94
<i>Tamás Kollár and Attila Borovics:</i> The updated methodological directives of data processing and maintainance of the Hungarian long term forestry experimental network, and its most important results	95–114
<i>László Balí, Dániel Andrési, Katalin Tuba and Csaba Szinetár:</i> Ground-dwelling spider fauna of the Nyíri-forest near Kecskemét, Hungary	115–129
<i>Balázs Gábor Balázs, Katalin Tuba and Ferenc Lakatos:</i> The role of microorganisms in the ecology of bark beetles (Curculionidae, Scolytinae)	131–142
Titles and abstracts of papers published in the 17th volume (Nr. 1-2.) of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	143–147

ÉSZAKI-KÖZÉPHEGYSÉGI ERDŐK ÖSSZETÉTELÉNEK, SZERKEZETÉNEK ÉS HOLTFA-VISZONYAINAK ÖSSZEHASONLÍTÓ ELEMZÉSE

Szomorad Ferenc, Kelemen Kristóf, Kenderes Kata és Standovár Tibor

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, TTK, Biológiai Intézet,
Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék*

Kivonat

Az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című, a Svájci-Magyar Együttműködési Program keretében támogatott projekt fő célkitűzése egy új erdőállapot-leíró módszertan kidolgozása és az Északi-középhegység három tájegysége (Börzsöny, Mátra, Aggteleki-karszt) területén, közel 50 000 hektáron történő alkalmazása volt. A szisztematikus mintavételezéssel, finom térbeli felbontással, sokféle változó rögzítésével végrehajtott felvételezés alapján jelen tanulmány a faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet és holtfa-ellátottság témakörét értékeli. Az eredmények az Aggteleki-karszt fafaj- és szerkezeti gazdagságát, a Mátra elegyfajokban való szegénységét és jelentős álló holtfa mennyiségét, illetve a Börzsöny változatos záródásviszonyait mutatják. Fekvő holtfa mennyiség tekintetében a tájegységek között nincs lényegi különbség, s az agresszíven terjedő adventív fajok is jórészt azonosak (akác, bálványfa). A gyakorlati vonatkozású konklúziók között a cikk rámutat egyes állapotjellemzők (pl. elegyfajok jelenléte/aránya, holtfa mennyiség) gazdálkodás-függésére, s javaslatot tesz a kapcsolódó szakmai kérdések kezelésére.

Kulcsszavak: erdőállapot-felmérés módszertan, szisztematikus mintavétel, elegyesség, idegenhonos fajok

ASSESSMENT OF COMPOSITION, STRUCTURE AND DEAD WOOD SUPPLY IN FORESTS OF THE NORTH HUNGARIAN MOUNTAINS, HUNGARY

Abstract

The main objective of our project entitled „Multi-purpose assessment serving biodiversity conservation in the Carpathians region of Hungary”, supported by the Swiss-Hungarian Cooperation Program, was to develop a new forest state description methodology and to apply it to survey nearly 50,000 hectares of forests in three regions (Börzsöny, Mátra, Aggtelek Karst) of the North Hungarian Mountains. The present study evaluates the composition and structure of tree canopy and deadwood supply based on data collected by systematic sampling, fine spatial resolution and by recording numerous variables. The results show the compositional and structural richness of the Aggtelek karst, the lack of admixing tree species and a better supply of standing dead wood in the Mátra, the higher variation in canopy closure in the Börzsöny. There is no significant difference between the regions in terms of lying dead wood, and invasive trees species (black locust, tree of heaven). Among the practical conclusions, the dependence of certain characteristics (admixing trees, dead wood) on management is emphasised, and related management proposals are made.

Keywords: forest state survey methodology, systematic sampling, admixing species, alien species

Levelező szerző/Correspondence:

Standovár Tibor, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c., e-mail: standy@caesar.elte.hu

BEVEZETÉS

Az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” című, SH/4/13 azonosítójú, Svájci-Magyar Együttműködési Program keretében támogatott, 2014–2016 között lebonyolított pályázati munka fő célkitűzése egy helyzetelemzést és természetvédelmi-erdőgazdálkodási kérdések megválaszolását segítő, új erdőállapot-leíró módszertan kidolgozása és nagy területen (közel 50 000 hektáron), középhegységi viszonyok között – elsősorban természetközeli állapotú erdők alkotta, nagyobb kiterjedésű, zárt erdőtömbökben – történő alkalmazása volt.

A projekt újszerűségét a kidolgozott módszertan sajátosságai (nagy mintaszám és nagy mintavételi sűrűség; finom, az erdőrézstenen belüli változatosságot is feltáró térbeli felbontás; térben explicit adatok; az Országos Erdőállomány Adattárból nem elérhető alapvető állapotleíró adatok gyűjtése; gyors adatfelvétel, digitális adatrögzítés; nagy területek térképezésére való alkalmasság), és ebből fakadóan a felhasználás széles körű lehetőségei (egymástól függetlenül értékelhető változók; egymástól független mintázatok tanulmányozása; egyes erdészeti és természetvédelmi gyakorlati kérdések korábbiaktól jóval finomabb térbeli és tematikai részletezettségű megválaszolása) adták és adják.

A módszertani fejlesztést megelőzően részletes szakirodalmi feldolgozást végeztünk, amelyben áttekintettük és értékeltük a hasonló céllal végzett felmérések tapasztalatait. Ezeket helyhiány miatt e helyütt nem közöljük, de a projekt honlapján található összefoglalóban (Szmorad et al. 2013) elérhetők. Az előtanulmányok kapcsán kiemeljük ugyanakkor, hogy a nagyobb kiterjedésű (több tízezer hektárt kitevő) erdőterületek intenzív (finom térleptékű, nagy mintaszámú) felvételezésre sem a nemzetközi, sem a hazai szakirodalomban nem találtunk példát. Intenzív mintavételezéssel járnak, de csak néhány tíz hektáros területméret mellett működnek a hazai erdőrezervátum-hálózatban végzett felmérések (Horváth 2012). A szisztematikus mintavételi hálóval dolgozó erdőleltározás (Tomppo et al. 2010) más térleptékben és más célok mentén történik, s célkitűzéseiben, módszerében teljesen más irányú program volt a magyarországi erdők természetességi állapotát felmérő TERMERD-projekt is (Bartha et al. 2003).

Felmérésünk az Északi-középhegység három tájegységét érintette: a terepi adatfelvételezők a Börzsöny szinte teljes erdővel borított területét („Börzsöny” kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület; HUDI20008), a Mátra központi tömbjét (Mátrai Tájvédelmi Körzet), valamint az Aggteleki-karszt északi, országhatár-közeli részterületét (az Aggteleki Nemzeti Park Jósva-völgytől északra eső részét) mérték fel.

A felmérési munkák fajismeret és módszertan tekintetében felkészített és vizsgát tett terepi felmérők (37 fő) közreműködésével zajlottak. A projekterületen belül felkeresett mintavételi helyszínek közül a kiértékelés alapjául szolgáló adatbázisba 59 616 mintaterület adatai kerültek be. Az elemzésből kimaradt mintaterületek részben nem felvételezhető helyszínekre estek, részben olyan minőség-ellenőrzési céllal, vagy idősor vizsgálata miatt készített duplikátumok, amelyeket a térbeli átfedés miatt ejtettünk ki.

Jelen tanulmányunkban az erdőállapot-felmérés 59 616 mintaterületének adatai alapján készített előzetes kiértékelés (Standóvár et al. 2017b) kivonatát ismertetjük. A bemutatott elemzések – terjedelmi korlátok miatt erősen szűkítve a felmérés tartalmi elemei által biztosított lehetőségeket – most csak a vizsgált tájegységek faállományainak összetételét, szerkezetét és holtfa-ellátottságát taglalják, de e témakörök kapcsán kiemeljük és értékeliük a fontosabb erdészeti vonatkozású, a mindennapi erdőgazdálkodási gyakorlat alakítása szempontjából megszívlelendő szakkérdéseket is. A saját terepi adatok feldolgozásának és értékelésének háttéradataként számos esetben támaszkodunk a vizsgált tájegységek természetföldrajzi és erdészeti szakirodalmára, valamint az Országos Erdőállomány Adattár 2015. évi állapotleíró adataira is.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati területek

Az állapot-felmérés három magas erdőszűlségű, zárt erdőtömbbel rendelkező tájegység (Börzsöny, Mátra, Aggteleki-karszt) területén/részterületén történt. A természetföldrajzi, faállomány- és gazdálkodási jellemzőket tekintve a három tájegység közül a Börzsöny és a Mátra számos hasonlóságot, egyezőséget mutat, ugyanakkor az Aggteleki-karszt több tekintetben is jelentősen eltérő karakterű terület.

A Börzsöny zömmel vulkanikus kőzetekből felépülő, 150–939 m tszf. magasságú, tömbös hegység, mélyen bevágódott völgyekkel, éles gerincekkel, markáns sziklaalakzatokkal. Az erdészeti klímakategóriák közül a gyertyános-tölgyes klíma dominál (44,80%), míg a bükkös és kocsánytalan tölgyes/cseres klíma közel azonos részesedést (29,24% és 25,91%) mutat. A talajtakarót barna erdőtalajok (53,63%) és kőzethatású talajok (44,35%) mozaikja uralja, az erdővegetációt a zonális erdők (cseres- és gyertyános kocsánytalan tölgyesek, szubmontán bükkösök, illetve kisebb területen montán bükkösök) többé-kevésbé szabályosan rendeződő – döntően a klímakategória-mintázatához igazodó – övei határozzák meg. A faállománytípus-főcsoportok közül a bükkösök 25,64%, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek 20,70%, a gyertyánosok 5,48%, a kocsánytalan tölgyesek 20,08%, míg a cseresek 16,99% részesedést mutatnak. Az idegenhonos főfafajú főtípusok aránya együttesen 6,71%, ezen belül az akácok önállóan 5,61%-ot tesznek ki. A fiatal (40 év alatti) erdők 25,90%, az idős és öreg (80 év feletti) erdők 38,59% részarányal rendelkeznek. A domináns vágásos üzemmód mellett relatíve magas az átmeneti és örökzöld üzemmódba sorolt erdők aránya (együtt 19,99%), a faanyagtermelést nem szolgáló erdők részesedése 10,14%. Az elmúlt 2–3 évtizedben az erdőtakarót több alkalommal (legutóbb 2014-ben) érintették erőteljes, kiterjedt természetes bolygatások (széldöntések, jégtörések). A terület jelentős része 1978 óta tájvédelmi körzet, majd 1997-től nemzeti park besorolással bír, az itt folyó erdőgazdálkodási tevékenység ennek ellenére viszonylag intenzívnek mondható (a gazdálkodással 30 évnél régebb óta nem érintett erdők aránya 16,08%). Az erdőknek komoly közjóléti szerepe is van, Budapest közelsége miatt a turisztikai aktivitás jelentős (Bartha & Nagy 2014). A tájegységben szinte a teljes hegységterület (29 101,06 ha) felmérésére sor került.

A Mátra 150–1014 m tszf. magasságú vonulata geológiai felépítés, geomorfológiai jellemzők, talajtakaró és erdőövek tekintetében a Börzsönyhöz rendkívül hasonló képet mutat. A magasabb régiók érintettsége miatt a bükkös és gyertyános-tölgyes klíma aránya e helyütt kifejezetten magas (51,07% és 37,78%), míg a kocsánytalan tölgyes/cseres klíma részesedése elenyésző (11,15%). A talajtakarón belül szintén a barna erdőtalajok (65,78%) és a kőzethatású talajok (32,68%) jellemzőek. A faállománytípus-főcsoportok közül a bükkösök 40,92%, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek 21,77%, a gyertyánosok 4,92%, a kocsánytalan tölgyesek 18,08%, míg a cseresek 7,84% részesedést mutatnak (a Börzsönyhöz képest jelentősen a bükkösök és cseresek aránya különbözik). Az idegenhonos főfafajú főtípusok aránya együttesen 5,83%, ezen belül a különböző fenyvesek önállóan 5,55%-ot tesznek ki. A fiatal (40 év alatti) erdők 19,00%, az idős és öreg (80 év feletti) erdők 44,26% részarányal rendelkeznek. A domináns vágásos üzemmód mellett az átmeneti és örökzöld üzemmódba sorolt erdők aránya relatíve alacsony (együtt 11,89%), a faanyagtermelést nem szolgáló erdők részesedése a Börzsönyhöz hasonló (12,16%). Az elmúlt évtizedekben a tájegységben csak közepes volumenű, kisebb foltokat érintő természetes bolygatások történtek. A Magas-Mátra (két részterülettel) 1986 óta tájvédelmi körzet, az erdőgazdálkodás ennek ellenére itt is viszonylag intenzív (a gazdálkodással 30 évnél régebb óta nem érintett erdők aránya 15,64%). A turisztikai igénybevétel szintén jelentős, a terület a 20. század első felétől hagyományosan erős nyári-téli látogatottsággal érintett (Baráz et al. 2010). A hegységben csak a magasabb régiók (a tájvédelmi körzet) területén (11 190,94 ha) történt állapotfelmérés.

A három tájegységből leginkább egyedi karakterrel a 200–605 m tszf. magasságú Aggteleki-karszt rendelkezik. Itt az alapkőzetet különböző típusú mészkövek és dolomit alkotják, a felszíni morfológia pedig kiterjedt

– töbrökkel tagolt – fennsíkokkal, meredek lejtőkkel, illetve helyenként szűk szurdokvölgyekkel jellemezhető. A tájegységben dominál a gyertyános-kocsánytalan tölgyes klíma (83,56%), mellette csak a bükkös klíma ér el számottevő részesedést (16,00%). A karsztos felszínen viszonylag csekély a barna erdőtalajok részesedése (14,28%), helyettük a közethatású talajok – a különböző típusú rendzinák – a meghatározóak (73,35%). A domborzat jellegzetességei miatt szabályos erdőövek nem alakultak ki, a domináns gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőtakaróba ágyazva az északi lejtőkön szubmontán bükkösök, a déli lejtőkön molyhostölgyesek állományai fordulnak elő. A faállománytípus-főcsoportok közül a bükkösök 13,26%, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek 35,57%, a gyertyánosok 21,84%, a kocsánytalan tölgyesek 6,93%, a molyhostölgyesek pedig 14,65% részesedést mutatnak. Az idegenhonos főfafajú főtípusok aránya együttesen 5,95%, ezen belül a fenyvesek önállóan 5,21%-ot tesznek ki. A fiatal (40 év alatti) erdők mindössze 5,13%, az idős és öreg (80 év feletti) erdők ellenben 60,50% részarányal rendelkeznek. A domináns vágásos üzemmód mellett átmeneti és örökerdő üzemmódba sorolt erdők gyakorlatilag nincsenek, a faanyagtermelést nem szolgáló erdők részesedése ugyanakkor kifejezetten magas (29,26%). A másik két tájegységhez képest ugyancsak magas az összefolyó korona- és cserjeszintű erdők, a sarjcsokros erdők, és a szabad állásban nőtt idős fákat tartalmazó erdők aránya. Az elmúlt időszakban természetes bolygatások csak szórványosan, csekély kiterjedéssel jelentkeztek. A domborzati és termőhelyi adottságok, illetve az 1978-ban létrehozott tájvédelmi körzet (1985-től nemzeti park) miatt az erdőgazdálkodás intenzitása igen mérsékelt, extenzív jellegű (a gazdálkodással 30 évnél régebb óta nem érintett erdők aránya 51,68%), csakúgy mint a felszíni turisztikai aktivitás (a térségbe látogatók első sorban a barlangokat keresik fel) (Baross 1998). A részletesen felmért erdőtomb a karsztvidéknek csak kisebb részterülete (7 672,14 ha).

Az erdőállapot-felmérés módszertana

A projekt során az erdőállapot-leíráshoz újonnan kifejlesztett módszer finom térleptékű (nagy mintaszámú, az erdőrészleten belüli változatosság kimutatására is alkalmas) és gazdag tematikájú (az Országos Erdőállomány Adattárban szereplő adatokat kiegészítő, nagyszámú állapotleíró változóra kiterjedő) adatfelvételt tett lehetővé. A mintavételezés szisztematikus térbeli ponthálón alapult, ennek 100×100 m-es alaphálóját szükség szerint – változatosabb erdőtakarójú vagy kutatási-kezelési kérdések szempontjából exponált részterületeken – tovább sűrítettük (70,71×70,71 m; 50×50 m). A mintavételi hálózathoz kötötteen így felvett erdőállapot-jellemzők térben explicit adatokként kezelhetők.

Az adatfelvételezés három mintavételi egységben (szakasz, plot, szubplot) történt. A szakasz a mintavételi háló két pontja között elhelyezkedő, a mintavételi sűrűség függvényében változó kiterjedésű, de felmérés közben még áttekinthető állományrész. Bevezetése olyan állapotjellemzők rögzítését tette lehetővé, amelyek a szisztematikus hálóban elhelyezett mintaterületekből kimaradhatnak (pl. kiugró méretű fák, agresszíven terjedő idegenhonos fafajok), vagy amelyek leírására a részletesen felvételezendő, limitált kiterjedésű mintaterületek nem alkalmasak (pl. természetes bolygatások).

A plot a mintavételi háló pontjaira elhelyezett 500 m²-es, kör alakú (R=12,62 m) mintaterület, amely az állományjellemzők leírásának fő helyszíne. Az általános leírás (állomány-főkategória, fiziognómia) mellett itt került sor a faállomány-jellemzők, az álló és fekvő holtfa, a lágyszárú növények, a mikrohabitatok és egyes termőhelyi jellemzők felvételére. A faállomány részének a fatermetű fásszárúak 2,5 m magasság feletti egyedeit tekintettük, s ezek előfordulását és borítását fafajonként, 5 átmérőosztályban (0–8, 9–20, 21–35, 36–50, 50– cm), egy négyfokozatú, durva skálával (0–5%, 6–20%, 21–50%, 51% felett) rögzítettük (az adatfeldolgozás során pedig a borítási tartományok középértékeivel számoltunk). A faállomány záródását 5%-os pontossággal becsültük. Az álló holtfát 8 cm átmérő felett, három átmérőosztályban (9–20, 21–50, 50– cm) tételesen leszámoltuk, míg a fekvő holtfa mennyiségét és átmérőviszonyait egy a projekt előkészítése során kidolgozott 9 fokozatú skála

alapján (a mennyiséget és méretbeli eloszlást tükröző piktogramok segítségével) becsültük. A fekvő holtfa kategóriákhoz a piktogramokon szereplő famennyiség alapján rendeltünk m^3/ha értékeket (1. táblázat).

1. táblázat: A fekvő holtfa leírására használt skála értelmezése
Table 1: Explanation of scale used for estimation of lying deadwood

Csak 8 cm átmérő alatti, vékony holtfa (FWD) fordul elő	8–35 cm átmérő közötti vastag holtfa (CWD) is előfordul	35 cm átmérő feletti vastag holtfa (CWD) is előfordul
Fekvő holtfa kategória és mennyiség (m^3/ha)		
FWD1 = 1 m^3	CWD4 = 3 m^3	CWD7 = 8 m^3
FWD2 = 3 m^3	CWD5 = 8 m^3	CWD8 = 20 m^3
FWD3 = 6 m^3	CWD6 = 15 m^3	CWD9 = 50 m^3

A szubplot a mintavételi háló pontjaira elhelyezett 30 m²-es, kör alakú (R=3,09 m), a pottal koncentrikus helyzetű mintavételi egység, amely a cserjék és az újulat leírására szolgál.

A felvételezés rendszerében a három mintavételi egység szerinti adatgyűjtést a tényleges mintavételi középpont gps-szel történő bemérése, fotódokumentáció készítése (a középpontból a fő égtájak felé 4 fotó és felfelé 1 fotó, illetve külső pozícióból még 1 fotó a plot/szubplot területéről) és opcionálisan (a nem szokványos jellemzők vagy információk felvételére) külön megjegyzés rögzítése egészítette ki.

A terepi navigáció Garmin GPSmap 64 készülék segítségével, az adatfelvételezés elektronikus formában, Android 4.2 operációs rendszert futtató érintőképernyős telefonon (EVOLVEO StrongPhone Q4) történt. Az adatbeviteli felületet a projekt keretében fejlesztett alkalmazás (ForestDataCollect) biztosította. A kisebb csomagokban rögzített terepi adatok egy FTP szerveren keresztül központi adatbázisba kerültek, amelyből a nyílt forráskódú PostgreSQL adatbázis-kezelő, térbeli adatkezelő modulok és térinformatikai programsomagok (QGIS, ArcGIS) segítségével készítettünk kimutatásokat, térképeket.

A projekt időtartama alatt rendelkezésre álló kapacitások miatt a különböző mintavételezési sűrűséggel felvett területek aránya az egyes tájegységekben eltérőnek adódott. Az alaphálóként kezelt 100×100 m-es térbeli sűrűség (1 minta/ha) mellett különböző szempontok alapján kijelölésre kerültek 70,71×70,71 m-es mintavételi hálóval (2 minta/ha) felvett területek is. A Börzsöny esetében (közel 35%-os részesedéssel) a nem vágásos gazdálkodást magasabb arányban folytató területeken (Királyréti és Diósjenői Erdészet), a Mátra esetében (25%-ot meghaladó mértékben) a tájvédelmi körzet fokozottan védett területein történt sűrűbb mintavételezés. Az Aggteleki-karszton (50% feletti aránnyal) a terület változatossága indokolta a nagyobb mintavételi intenzitást. A legnagyobb térbeli sűrűséget (4 minta/ha intenzitás) biztosító 50×50 m-es térbeli hálót csak a Börzsöny egy kisebb részterületén (Pogány–Rózsás Erdőrezervátum), a 2014. évi jégtörést követő újrafelmérés során alkalmaztuk. A mintavételezés főbb adatait az 2. táblázat tartalmazza.

Az erdőállapot-leírás során alkalmazott változókat a 3. táblázat foglalja össze, míg felvételezés módszerének részletes leírását, az egyes változók értelmezését és a leírásukra használt skálákat Standovár et al. (2016, 2017a) munkái tartalmazzák.

A tanulmány a faállomány-összetételt és -szerkezetet, valamint a holtfa-ellátottságot leíró fontosabb változókra koncentrált. Az adatfeldolgozás során részben originális terepi adatokkal (pl. álló holtfa darabszám, fekvő holtfa kategória), részben származtatott-számított adatokkal (pl. fafajok száma, átmérőosztályok száma, relatív borításértékek) dolgoztunk. A relatív borításértékek számítása az egyes átmérőosztályokhoz rendelt borítás-intervallumok középértékei alapján történt. A szerkezeti- és fajgazdagság egyfajta integrált mutatójaként bevezettük a pszeudofajszám fogalmát, mely technikailag az előforduló fafajok és az átmérőosztályok alkotta mátrix nem üres celláinak száma.

2. táblázat: A mintavételezés főbb adatai
Table 2: Main data of the sampling

A mintavétel főbb jellemzői	Börzsöny	Mátra	Aggteleki-karszt
Felmért terület (ha)	29 101,06	11 190,94	7 672,14
Plotok száma (db)	35 048	13 513	11 055
1 plot/ha intenzitás (100×100 m-es háló) (%)	64,22	73,22	46,34
2 plot/ha intenzitás (70,71×70,71 m-es háló) (%)	34,26	26,78	53,66
4 plot/ha intenzitás (50×50 m-es háló) (%)	1,52	0,00	0,00

Elemzéseink során a változók tájegységi átlagértékei mellett főként a tájegységi gyakoriságeloszlásokat vizsgáltuk és interpretáltuk (diagramjaink minden esetben tájegységek szerint differenciált eredményeket mutatnak). A térképi illusztrációk részben egyszerű ponttérképek (pl. idegenhonos-inváziós fafajok előfordulása), részben 9 hektáros (300×300 m-es) területi egységekre generált, erdőállapot-leíró változók átlagos értékeit mutató áttekinthető térképek (pl. fekvő holtfa átlagos mennyiségének mintázata).

3. táblázat: A többcélú erdőállapot-leírás során vizsgált változók
Table 3: Variables collected in the multi-purpose forest state survey

Mintavételi egységek	Változó-csoportok	Változók
Szakaszc	Szakaszcjellemezők	Termőhelyi vonatkozású mikrohabitatok
		Természetes bolygatások jelenléte
		Jellemező bolygatás-típus
		Kiugró méretű fák jelenléte
		Agresszív terjedő idegenhonos fafajok jelenléte
		Életnyomok és jelölő fajok jelenléte
Plot (500 m ²)	Általános leírás	Fő kategória
		Fiziognómia
	A felújulási területek jellemzői	Az újulat-borítás mértéke
		A felújulási terület jellemző állapota
		A vágásnövényzet jellemzői fajai
	Faállomány-jellemezők	Lombkorona-záródás
		Fafajösszetétel és átmérőosztályok szerinti tömegesség
		Hántás jelenléte
		Antropogén eredetű törzskárok jelenléte
	Álló holtfa és facsonk	Az álló holtfa darabszáma átmérőosztályok szerint
		Az álló holtfa jellemző korhadtsági foka
		Az álló holtfa jellemző fafaja(i)
		A facsonkok darabszáma átmérőosztályok szerint
	Fekvő holtfa	A fekvő holtfa mennyisége
		A fekvő vastag holtfa jellemző korhadtsági foka
A fekvő vastag holtfa jellemző fafaja(i)		

Mintavételi egységek	Változó-csoportok	Változók
Plot (500 m ²)	Lágyszárú növények	Lágyszárú-összborítás
		Domináns és élőhelyjelző lágyszárúak
		Adventív lágyszárúak jelenléte
		Őshonos nitrofil és bolygatásjelző növények relatív borítása
	Mikrohabitatok és bolygatások	Faállományhoz kötődő mikrohabitatok
		A talajbolygatás mértéke és típusa
		A felszíni kövesség mértéke
		A kövek jellemző mérettartománya
		Idegenhonos cserjék és újulat jelenléte
	Szubplot (30 m ²)	Cserjék
Domináns és élőhelyjelző cserjefajok		
Újulat		A magas és alacsony újulat összborítása
		Domináns és egyéb újulat fafajok
		Jellemző rágottsági kategória
		Tuskósarjak jelenléte

Dokumentumfotók		
Megjegyzések		

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

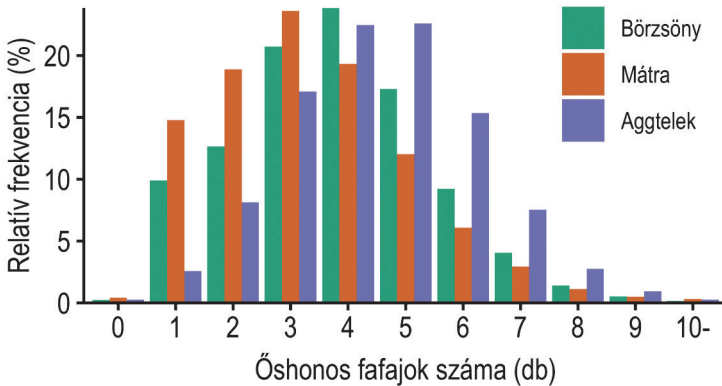
A faállomány-összetétel jellemzői

A faállományok kompozicionális (összetételbeli) sajátosságait a fafajsámok és a fafajarányok mutatói segítségével vizsgáltuk. A fafajarányok értelmezése kapcsán előzetesen fontos kiemelni, hogy a felmérés során a lombkoronák borítási értékeit becsültük, az ezek alapján számított relatív borítási arányok ennek megfelelően terület-viszonyszámként definiálhatók. Az erdészeti nyilvántartásokban szereplő elegyarány-értékek ezzel szemben általában fatérfogat-viszonyszámok, így a relatív borítási arány és elegyarány értékek megfeleltetése csak bizonyos korlátok mellett lehetséges.

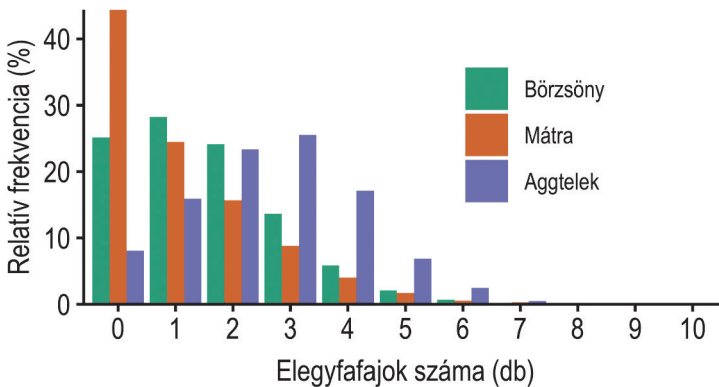
Az őshonos fafajok számának gyakoriságeloszlás-diagramján (1. ábra) a maximumok és az eloszlások lefutása alapján is határozottan kirajzolódik a faállományok Mátra–Börzsöny–Aggteleki-karszt sorrendben növekvő fajgazdagsága. A Mátra esetében 3, a Börzsönyben 4, míg a karszt esetében 5 a leggyakoribb őshonos fafajsám. A négyenél több őshonos fafajt tartalmazó plotok aránya az egyes tájegységekben (sorrendben) 23,00%, 32,67%, illetve 49,47%.

Az őshonos elegyfajfajok – a projekt értelmezése szerint az állományokban rendszerint domináns szerepet betöltő bükk, gyertyán, kocsánytalan tölgy, cser fafajokon felüli egyéb őshonos fafajok – számán, illetve gyakoriságán alapuló összevetés (2. ábra) a fenténél még differenciáltabb képet mutat. Látható, hogy a Mátra, Börzsöny és Aggteleki-karszt vizsgált erdeiben a leggyakoribb elegyfajfajsám (sorrendben) 0, 1 és 3, amely értékek már önmagukban is komoly utalást adnak a különbségekre. A leginkább kirívó jelenségnek talán az nevezhető, hogy a Mátra felvett plotjainak 44,40%-án nem sikerült őshonos elegyfajfajokat rögzíteni (ez az érték a börzsönyi aránynak több mint másfélszerese, míg az aggteleki aránynak több mint ötszöröse)! A további adatok lényegében ugyanezt a határozott rangsort domborítják ki: a legalább 2 elegyfajfajt tartalmazó plotok aránya

(sorrendben) 31,12%, 46,59% és 76,00%. Mint látható, a Mátrához képest a Börzsöny és az Aggteleki-karszt mutatói rendre magasabbak, vagyis ez utóbbi tájegységek erdei elegyfajokban egyértelműen gazdagabbak. Különösen igaz ez a karsztra, ahol az elemzésünkben elegyfajként kezelt (relative gyakori) molyhos tölgy és kocsányos tölgy jelenlétének torzító hatása nélkül is kiemelkedő az elegyfaj-gazdagság. A karsztvidék kiemelkedő fajgazdagsága a mészkő-dolomit alapközet és a változatos geomorfológia miatt nem meglepő, sokkal inkább elgondolkodtató a Mátra és a Börzsöny természetföldrajzi egyezőségei ellenére mutatkozó jelentős különbsége, a mátrai erdők őshonos fajokban (azon belül elegyfajokban) való viszonylagos szegénysége.



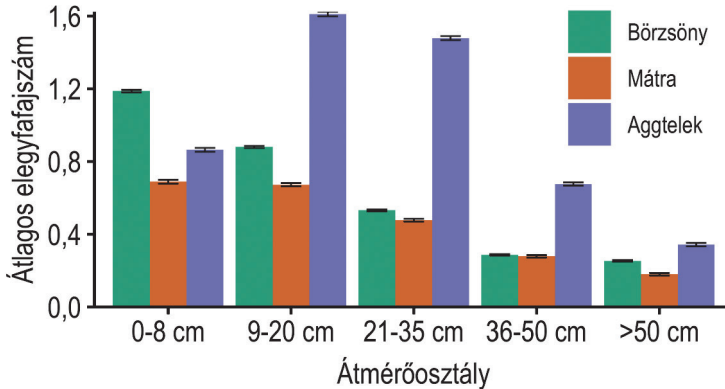
1. ábra: Az őshonos fajok számának gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben
 Figure 1: Frequency distribution of the number of native tree species in the forests of the three regions



2. ábra: Az elegyfajok számának gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben
 Figure 2: Frequency distribution of the number of admixed tree species in the forests of the three regions

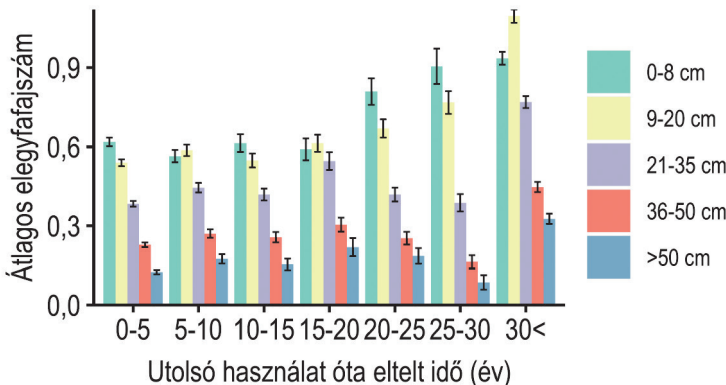
Az elegyfajok számának vizsgálata mellett tájegységek szerint elemeztük az átlagos elegyfajszám átmérőosztály-függését is (3. ábra). A legmagasabb fajszám-értékek a 0–8 cm-es átmérőosztályt leszámítva mindenhol az Aggteleki-karszt esetében adódtak (a kivételnél a Börzsöny erdei állnak az első helyen), a legalacsonyabb értékeket pedig mindenhol a Mátra esetében kaptuk. A karsztvidék erdeiben a 0–8 cm-es átmérőosztálynál jelentkező alacsony elegyfajszám mindenképpen érdekességnek számít, de a 9–20 cm-es átmérőosztálytól már mindenhol ugyanaz a csökkenő trend érvényesül, vagyis minél méretesebb frakciót vizsgálunk, az elegyfajszám következetesen egyre alacsonyabb lesz. Utóbbi összefüggés sehol nem magyarázható azzal, hogy egyes elegyfajok nem képesek méretes törzseket fejleszteni, vagy hogy (egyes

csekély dimenziókat elérő pionír fajok esetét leszámítva) bizonyos szukcessziós folyamatok révén szorulnak háttérbe a méretesebb/öregebb törzsek között az elegyfák. Kijelenthető tehát, hogy az összefüggés háttérben bizonyosan az erdők kezelésével, az erdőkben folytatott gazdálkodással kapcsolatos tényező (leginkább a növedéfköszítő gyéritések és bontóvágások elegyfákat háttérbe szorító jelölése és kivitelezése) áll.



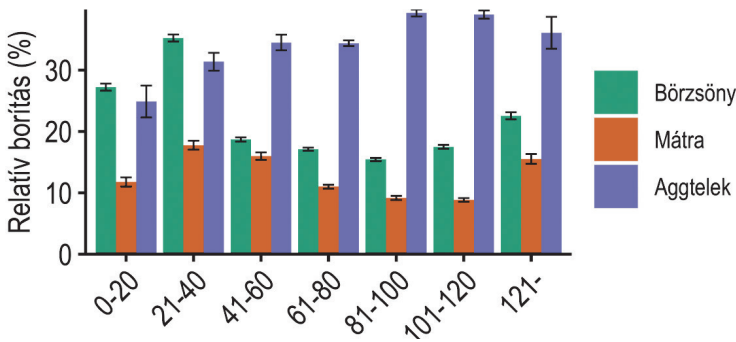
3. ábra: Az átlagos elegyfajszám átmérőosztály-függése a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag \pm SE)
Figure 3: Number of admixed tree species in dbh-classes in the forests of the three regions (mean \pm SE)

Ha az iménti elemzést történeti, gazdálkodási szállal is megerősítjük, és az átlagos elegyfajszám alakulását (átmérőosztályok szerinti bontásban) az utolsó használat (UHA) óta eltelt időszak hosszával is összevetjük, a spontán megtelepedési, illetve betöltődési folyamatok miatt általánosságban szinte minden területnél a fakitermelésekkel hosszabb ideje nem érintett állományok magasabb elegyfajszám-értékét, illetve a több mint 30 éve nem kezelt erdők különálló, kiugró helyzetét tapasztaljuk. A jelenség a három tájegység közül talán a Mátra esetében a leginkább kitapintható, az idevágó diagramon (4. ábra) ugyanakkor az is látszik, hogy az összefüggés a 0–8, 9–20 és 21–35 cm-es átmérőosztályoknál kifejezetten erős, a 36–50 és a 50 cm feletti átmérőosztályoknál viszont a 20–30 éve nem kezelt erdők esetében visszaesés mutatkozik.



4. ábra: Az átlagos elegyfajszám átmérőosztályoktól és az utolsó használat óta eltelt időszaktól való függése a Mátra területén (átlag \pm SE)
Figure 4: Relationship between average admixed species number, diameter class and the time since last use in the Mátra (mean \pm SE)

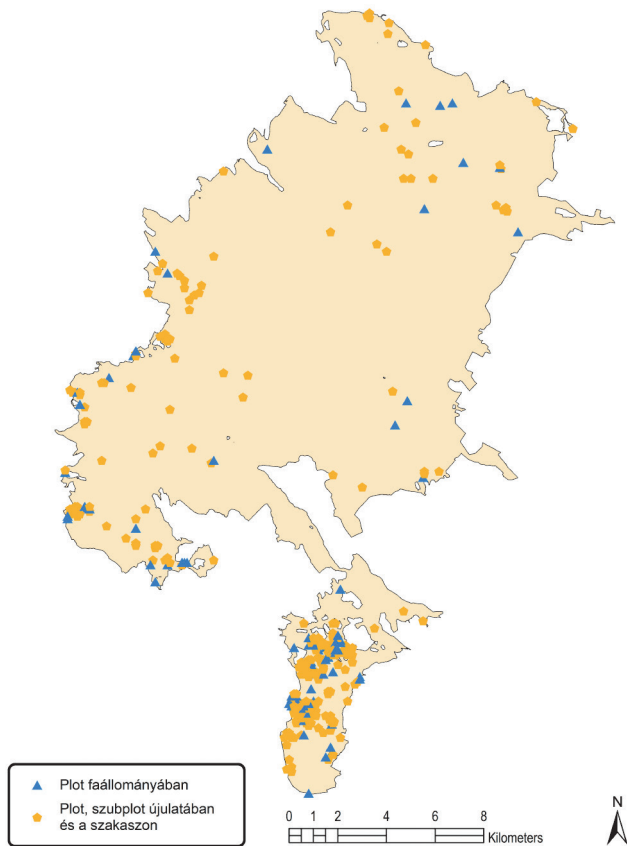
Az elegyesség-témakör áttekintéséhez megvizsgáltuk az elegyfafajok relatív (az őshonos fajok frakciójához viszonyított) borítási viszonyainak állománykor szerinti alakulását is (5. ábra). Az idevágó diagram-értékek alapján a Börzsönyben és a Mátrában a 0–20 éves állományok (véltetően ápolási munkák miatt) alacsony elegyfafaj relatív borítási értékei a 21–40 éves állományokban (a spontán betelepülések következtében) megnövekednek, majd a középkorú-idős (40–100 év, illetve 40–120 év közötti) erdőkben (szinte bizonyosan a főfafajok javára, egyúttal az elegyfa rovására végzett nevelővágások következtében) ismét és határozottan csökkennek. A 100, illetve 120 év feletti ismételt emelkedés egyik tájegység esetében sem a véghasználati korú erdők ismételt betöltődése miatt mutatkozik, a relatív borítási arányok növekedését ebben a tartományban egyértelműen a gazdálkodás alól kivont, faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódba sorolt erdők okozzák. A két vulkanikus hegységgel szemben a karsztvidék adatsora teljesen eltérő képet mutat, itt ugyanis az elegyfafajok relatív borítási aránya (az elegyfafaj-betelepülések, illetve az elegyfa állományhézagokba való betöltődése miatt) egészen 80–120 éves korig határozottan és szinte folyamatosan növekszik. Az elegyfafajok relatív jelenléti arányát az erdőgazdálkodás érdemben és kimutathatóan ebben a tájegységben tehát nem veti vissza, de megjegyzendő, hogy a felvételezett állományok egy jelentős részében évtizedek óta nem is folyik gazdálkodás.



5. ábra: Az elegyfafajok relatív borításának állománykor-függése a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag \pm SE)

Figure 5: Relationship between relative cover of admixed tree species and stand age in the forests of the three regions (mean \pm SE)

Az idegenhonos fajokot is magába foglaló összes fajszám gyakoriságeloszlása az őshonos fajszám eloszlásához (1. ábra) igen hasonló összképet mutat, aminek oka az idegenhonos fajok csekély tájegységi reprezentáltsága. A faállományban idegenhonos fajt tartalmazó plotok aránya mindhárom tájegységben kissé 10% feletti (Mátra: 14,26%; Börzsöny: 13,17%; Aggteleki-karszt: 10,61%), ez az arány ugyanakkor mindenhol közelítőleg kétszeresen magasabb, mint az erdészeti adattár szerinti részesedés. A fajok között általában meghatározóak a fenyőfélék (*Larix decidua*, *Picea abies*, *Pinus nigra*, *Pinus sylvestris*) és az akác (*Robinia pseudoacacia*), de szórványosan vörös tölgy (*Quercus rubra*) is előfordul, illetve a Börzsöny és a karsztvidék esetében a bálványfa (*Ailanthus altissima*), továbbá a karsztvidék esetében a közönséges dió (*Juglans regia*) jelenléte (és expanziója) is figyelmet érdemel. Emellett megemlítenéd, hogy több faj (leginkább a bálványfa és az akác) esetében jelentős a csak szakaszon felvett adatok aránya, ami alátámasztja az állapotleíró módszertan azon megoldását, mely szerint egyes változókra nem csak a szisztematikus kiosztású plotok területéről, hanem a közbeeső térségekről is történt adatgyűjtés. A problémakör, és ezen keresztül egyes idegenhonos fajok terjeszkedésének illusztrálására e helyütt egy olyan ábrát mutatunk be, amely a plotban (faállományban, újulatban) és szakaszon felvett adatokat együttesen tárgyalja. A bálványfa börzsönyi jelenlétét áttekintő térképen (6. ábra) egyrészt jól láthatók a hegység déli-délnyugati peremén sűrűsödő előfordulások, másrészt az is, hogy a lokalitásoknak csak töredéke származik a szisztematikusan kihelyezett plotok faállomány-leíró adataiból.



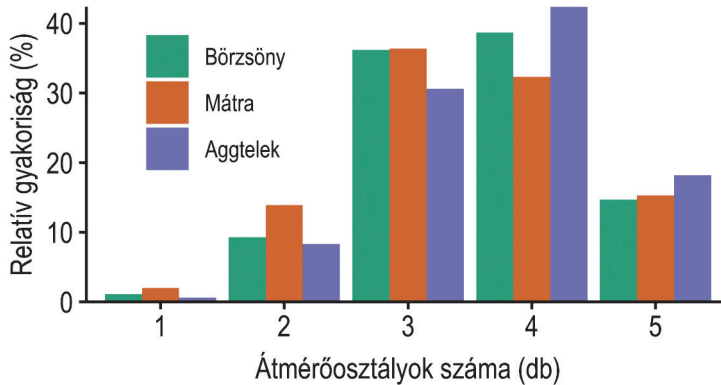
6. ábra: A bálványfa (*Ailanthus altissima*) összes adata a Börzsöny területén
Figure 6: Occurrences of tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in the Börzsöny

A faállomány-szerkezet jellemzői

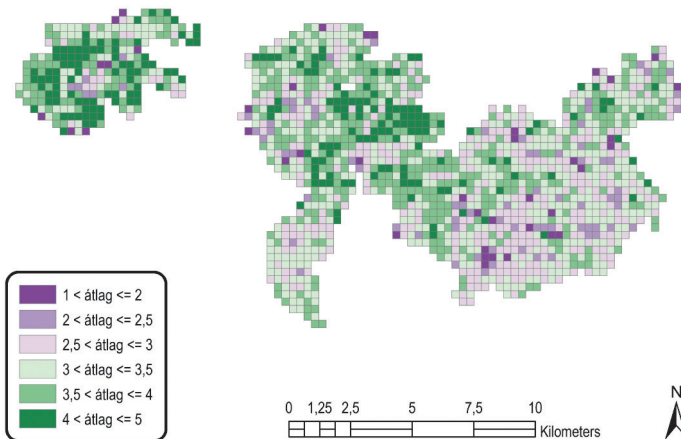
A három tájegység záródásviszonyai a protokoll értelmezési sajátosságai (2,5 m magasság felett értelmezett faállomány), az erdők nevelésére vonatkozó általános szabályok és a gazdálkodói gyakorlat miatt nagyon hasonlóak, az elemzések mindenhol az állományok viszonylag magas fokú záródottságát igazolták. A plotok több mint 78%-a esetében a záródás mindhárom tájegységben elérte vagy meghaladta a 80%-os értéket, míg az 50% alatti záródásúak száma mindenhol egyenletesen alacsony volt. A Börzsöny esetében – az elmúlt évek-évtizedek természetes bolygatásai (jégtörései és széldöntései), valamint a több ezer hektáros területen alkalmazott átalakító és örökterdő üzem mód következtében – viszont a 100%-os és 95%-os záródású plotok aránya érzékelhetően alacsonyabb, a 90–85–80%-os záródásértékek viszont kissé magasabb arányt mutatnak, mint a Mátrában, vagy az Aggteleki-karszton. Az alacsonyabb záródásértékek egyúttal az erdőrészekben belüli záródás-variáció magasabb értékeit is jelentik, vagyis horizontális értelemben a Börzsöny erdeinek a másik két tájegységnél jelentősebb változatosságára utalnak.

A tájegységeken belüli szerkezeti változatosságot (tekintettel arra, hogy ez a mutató a vertikális tagoltsággal, szintezettséggel is jó összefüggést adhat) a törzsátmérő-eloszláson, konkrétan az átmérőoszályok számának eloszlásán keresztül is vizsgáltuk. Az idevágó diagram (7. ábra) alapján kijelenthető, hogy

a plotok több mint 68%-án mindhárom tájegységben 3 vagy 4 átmérőosztály van jelen, illetve hogy átmérőosztály-gazdagság tekintetében is az Aggteleki-karsztvidék erdei a legváltozatosabbak. S bár ennél az elemzésnél a Mátra a sor végére került, az átmérőosztályok számának 9 ha-os területi egységekre számított átlagán keresztül (8. ábra) ennél a tájegységnél is látványosan megjeleníthető a térbeli differenciáltság (a Keleti- és Déli-Mátra gyenge eredményei; nyugaton a Csörgő-völgy, középtájon a Kékes környékének gazdagsága).



7. ábra: Az átmérőosztályok számának eloszlásdiagramja a vizsgált tájegységek erdeiben
 Figure 7: Frequency distribution of the number of dbh-classes in the forests of the three regions

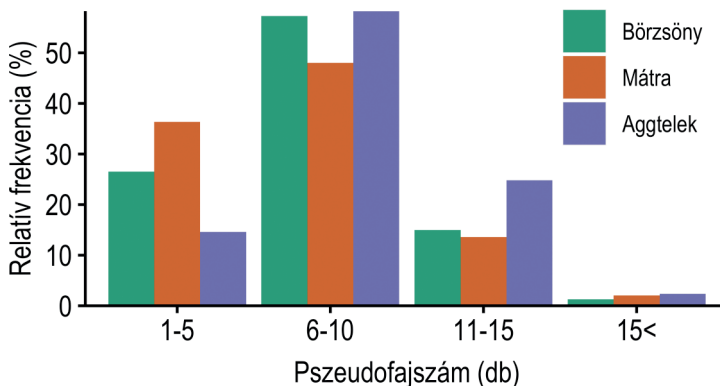


8. ábra: Az átmérőosztályok átlagos számának megoszlása (9 ha-os blokkokba eső plotok alapján) a Mátra területén
 Figure 8: Average number of dbh-classes in the forests of the Mátra. The data indicates the mean calculated from the 500 m² sampling plots in the 9 ha area.

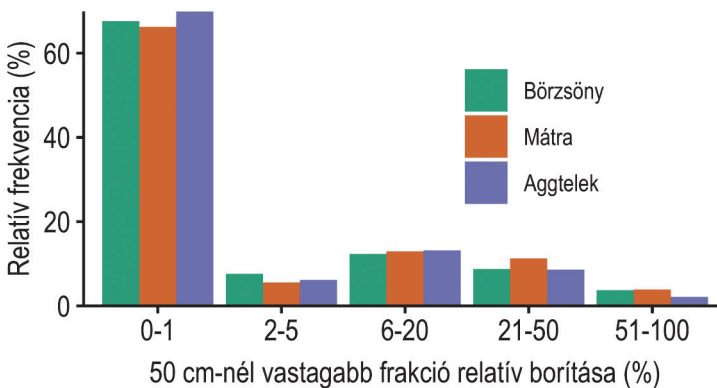
Az egyes fafajok különböző növekedési és alaki tulajdonságai miatt a szerkezeti változatossághoz bizonyos mértékben a fajgazdagság is hozzájárul. Az értékelés során kifejezetten e kérdéskör leképezésére bevezetett pszeudofajszám mutatói (9. ábra) a korábban már felvázolt képet erősítik. A mindössze 1–5 pszeudofajt tartalmazó plotok relatív gyakorisága a Mátrában a legnagyobb (36,36%), ezt követi a Börzsöny (26,48%) és az Aggteleki-karszt (14,59%). A karsztvidéki erdők szerkezetgazdagsága igazán a 6–10 és 11–15

pszeudofajt tartalmazó plotok gyakoriságánál tűnik ki. E két kategória együttes gyakorisága itt meghaladja a 83%-ot, míg ugyanez az érték a Börzsöny és a Mátra esetében 72,25%, illetve 61,60%.

Az 50 cm törzsátmérő feletti frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlás-vizsgálatával az állomány szerkezeti változatosság értékeléséhez további hasznos kiegészítést kaptunk. Az eloszlások tájegységi szintű összevetése ugyanakkor további érdemi információval alig szolgált, hiszen azok lefutása szinte teljesen megegyező volt (10. ábra). Az 50+ frakció teljes hiánya (vagy legfeljebb 0–1%-os relatív borítással való jelenléte) az Aggteleki-karszt esetében érte el a legmagasabb arányt (69,91%), s ezzel párhuzamosan a 20%-nál nagyobb relatív borítást felmutató plotok aránya ugyancsak itt volt a legalacsonyabb (10,75%). A másik két tájegységhez viszonyítva az eltérések azonban kicsik, a biodiverzitás-megőrzés és az erdőtermészetesség megítélése szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró méretes, idős törzsek összességében mindhárom tájegységnél hiányoznak a plotok kb. kétharmadából. Különbség ugyanakkor, hogy míg a Börzsöny és Mátra esetében az 50+ frakciót tartalmazó plotok jelentős részben idős, méretes állományokba (jelentős részben magasabb fekvésű bükkösökbe) esnek, addig a karsztvidék esetében komoly szerep jut a tölgyes övben elszórtan elhelyezkedő egykori hagyásfáknak, idősebb facsoportoknak is!



9. ábra: A pszeudofajszám-értékek gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben
Figure 9: Frequency distribution of pseudospecies values in the forests of the three regions



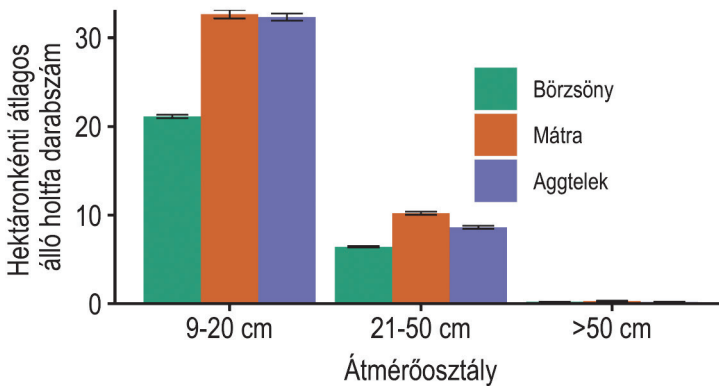
10. ábra: Az 50 cm-nél vastagabb frakció relatív borítási kategóriáinak gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

Figure 10: Frequency distribution of cover categories in the 50+ cm fraction in the forests of the three regions

Az állományok holtfa-viszonyai

A hazai erdők holtfa-viszonyairól csak korlátozottan állnak rendelkezésre adatok. Az Országos Erdőállomány Adattár számszerűen egyáltalán nem rögzít holtfára vonatkozó információt. Különböző térléptékben holtfa-adatokat közül viszont többek között a Nemzeti Szisztematikus Erdőleltár, illetve az Ökológiai Kutatóközpont Erdőökológiai csoportja által végzett, „A korhadó faanyag viszonyai és biodiverzitásban betöltött szerepe az Északi-középhegységben” című kutatás anyaga. Mivel a projektünkben teljes területi lefedettséggel gyűjtöttünk részletes holtfa-adatokat, a témakör tárgyalására különleges figyelmet fordítunk. Az eltérő ökológiai jelentőséggel bíró álló és fekvő holtfa mennyiségi és méretbeli jellemzőit a felvételezési módszertan különbségei miatt emellett külön-külön, eltérő részletzettséggel (a területi korlátok miatt elsősorban a 21–50 cm-es átmérőosztályra koncentrálna) tárgyaljuk.

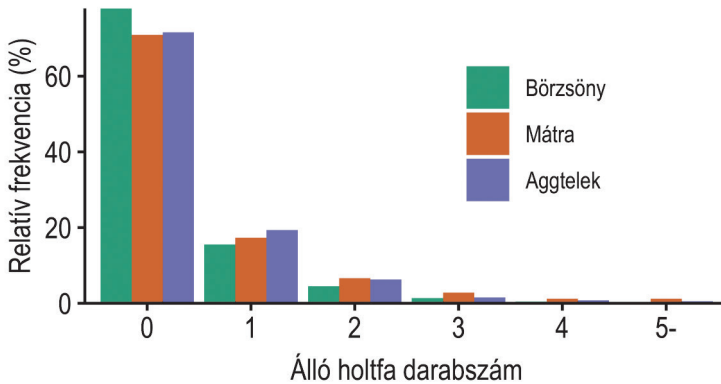
Az álló holtfa mennyiségi mutatóinak tájegységi szintű összevetéséből összességében az Aggteleki-karszt és a Mátra hasonló helyzete, illetve a Börzsöny elmaradása sejlik ki. Elemzéseink szerint a 9–20 cm-es átmérőosztályban az álló holtfa hektáronkénti átlagos darabszáma a Mátrában 32,6, az Aggteleki-karszt esetében 32,4, a Börzsönyben viszont csak 21,2. Ugyanezek az adatok a 21–50 cm-es átmérőosztály esetében (11. ábra) 10,2, 8,6 és 6,4 (az 50 cm feletti átmérőosztályok rendkívül csekély szereppel bírnak, ezeket itt most külön nem ismertetjük). Átlagos törzsszám tekintetében tehát (kis különbséggel) a Mátra tűnik a legkevésbé kedvezőtlen helyzetben levőnek.



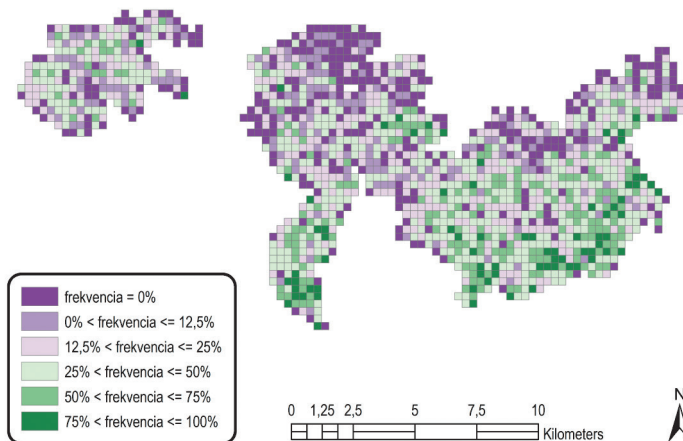
11. ábra: Az álló holtfák átlagos darabszáma (átmérőosztályonként) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag \pm SE)
 Figure 11: Number (mean \pm SE) of standing dead trees in relation to dbh-classes in the forests of the three regions

Az álló holtfa darabszámok gyakoriságeloszlásai közel hasonló képet körvonalaznak. Az Aggteleki-karszt esetében lényegében az álló holtfa nélküli plotok alacsony aránya biztosítja a kedvező besorolást, míg a Mátránál – az ottani fiatal-középkorú állományok sajátosságai révén – a viszonylag sok (9–20 cm-es átmérőosztálynál 6–10 db vagy előtti, a 21–50 cm-es átmérőosztálynál 2–3 db vagy előtti) álló holtfát tartalmazó plotok előfordulási gyakorisága adja a tájegység kedvező értékeit (a 12. ábra példaként a 21–50 cm-es átmérőosztályba tartozó törzsek eloszlását mutatja). A Börzsöny harmadik helyre sorolása az említett két szempont tekintetében egyaránt megmutatkozó hátránnyal magyarázható: az álló holtfa nélküli plotok aránya jelentős, míg a magasabb törzsszámot mutatók aránya alacsony. Az 50 cm feletti átmérőosztályok esetében nincs lényegi különbség a tájegységek között, a vastag álló holtfák mindenhol egyformán, közel 100%-ban hiányoznak! Az adatok ismertetett módon való differenciálódása, illetve a kirajzolódó sorrendiség háttérben a felvett állományok korosztály-viszonyaiban mutatkozó eltérés és az erdőgazdálkodási gyakorlat különbözősége egyaránt szerepet játszhat, s emellett a mátrai tölgyesek és feketefenyvesek rossz egészségi állapotával

is számolni kell. Utóbbi szempontot alátámasztja a 20 cm-nél vastagabb álló holtfát tartalmazó plotok 9 ha-os területi egységekre számított gyakorisága is (13. ábra), hiszen a Dél-Mátra tölgyes régiója egyértelműen magasabb gyakoriság-értékeket mutat, mint az északi területek.



12. ábra: A 21–50 cm-es álló holtfák darabszámának gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben
Figure 12: Frequency distribution of the number of standing dead trees with 21–50 cm dbh in the forests of the three regions

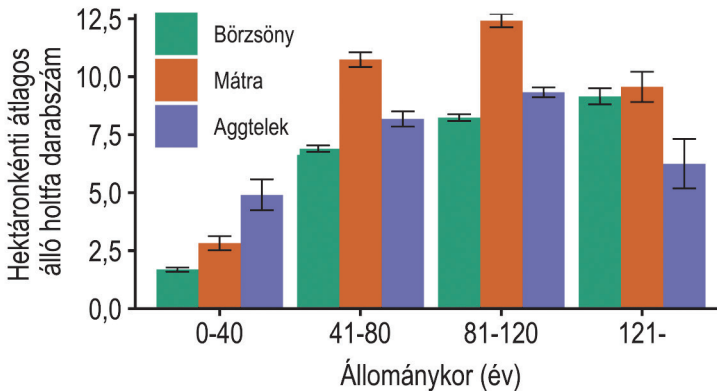


13. ábra: A 20 cm-nél nagyobb átmérőjű álló holtfák előfordulási gyakorisága (9 ha-os blokkokba eső plotok alapján) a Mátra területén

Figure 13: Frequency of sampling plots with standing dead trees over 20 cm diameter in the forests of the Mátra. The data indicates the percentage calculated from the 500 m² sampling plots in the 9 ha area

Tájegységi szintű összevetéseket különböző háttérváltozók bevonásával is végeztünk. Az egyik ilyen változó a mintavételi helyszínhez rendelt állománykor volt, amelynek segítségével például megállapítottuk, hogy a 21–50 cm-es átmérőosztálynál (14. ábra) az álló holtfa átlagos darabszáma 40 éves állománykor felett minden kategóriában a Mátra területén a legmagasabb. Az Aggteleki-karszt adatai a Börzsöny értékeit rendszerint megelőzik, s a terület termőhelyi és korosztályviszonyai a 120 év feletti korosztálynál mutatkozó kivételt

is jól magyarázzák (rendkívül gyenge termőhelyek; a térképezett területen belül kifejezetten öreg állományok alig fordulnak elő). A 9–20 cm-es átmérőosztálynál nem ennyire egyértelmű a tájegységek differenciálódása, hiszen a régóta nem kezelt, öngyérülő erdők magas területi aránya miatt több korosztálynál is a karsztvidék áll a sor elején (viszont a Börzsönyi erdők ebből az átmérőosztályból is rendre a legkevesebb álló holtfát tartalmazák).



14. ábra: A 21–50 cm-es álló holtfák átlagos darabszáma (állománykor függvényében) a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)

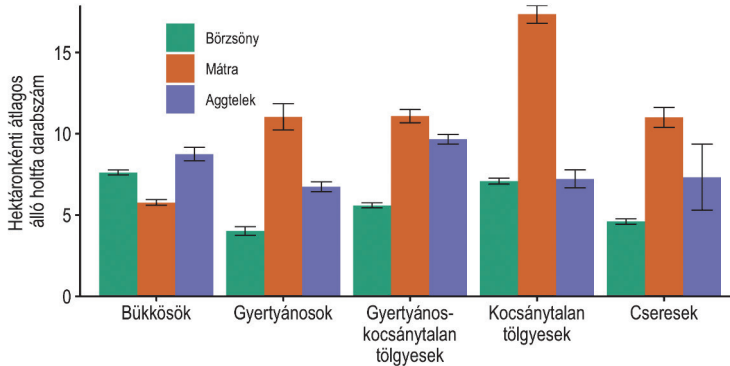
Figure 14: Number (mean ± SE) of standing dead trees of 21–50 cm dbh in relation to stand age in the forests of three regions

Az átlagos álló holtfa darabszám alakulását az 5 legnagyobb területfoglalású faállománytípus (FATI)-csoport (bükkösök, gyertyánosok, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, kocsánytalan tölgyesek, cseresek) szerint megvizsgálva azt tapasztaltuk, hogy 21–50 cm-es átmérőosztálynál (15. ábra) a bükkösöket leszámítva minden FATI-csoportnál a mátrai tölgyesek rendelkeznek a legmagasabb értékekkel. Hasonló a helyzet a 9–20 cm-es átmérőosztályba tartozó állományoknál is, itt a bükkösök és cseresek kivételével (egyéb-ként az utolsó használat óta eltelt időszak hosszával jó összefüggést mutatva) szintén a Mátra bizonyult az álló holtfában leggazdagabb területnek. Tölgyesek esetében a jelenség háttérében – mint már utaltunk rá – bizonyára a Mátra tölgyes régiójában végbement fapusztulási folyamat állhat, míg bükkösök esetében az Aggteleki-karszt állományainál (9–20 cm-es és 21–50 cm-es átmérőosztálynál egyaránt) mutatkozó magasabb álló holtfa darabszám inkább az erdőgazdálkodás alól huzamosabb ideje mentesült erdőkre vezethető vissza. A Börzsönyi FATI-csoportok álló holtfa ellátottsága a bükkösöket leszámítva viszont szinte mindegyik átmérőosztálynál a harmadik helyet foglalja el, vagyis a projektterületen belül ez az a tájegység, ahol az átlagos álló holtfa darabszám – vélhetően az erdőgazdálkodási gyakorlatra visszavezethetően – a legalacsonyabb.

A fekvő holtfa méretosztályait és mennyiségét együttesen megjelenítő kategóriák gyakoriságeloszlása a három tájegységben nagyon hasonló, jelentősebb különbségek nem mutathatók ki (16. ábra). A kisebb eltérések közül kiemelhető momentum talán, hogy a mindenhol domináló, a vékony holtfa (FWD) mellett 8–35 cm átmérőjű vastag holtfát is tartalmazó CWD4–CWD6 kategóriákon belül a CWD5 és CWD6 aránya az Aggteleki-karszt esetében kissé magasabb, mint a másik két hegységben – ez valószínűleg a fakitermeléssel régóta nem érintett állományok magasabb arányával és az itteni erdők jellemző dimenzióival magyarázható. Emellett megemlíthető még, hogy a 35 cm átmérő feletti, kifejezetten vastag fekvő faanyagot is tartalmazó CWD7–CWD9 kategóriák aránya a Mátrában a legmagasabb, majd ezt követi a Börzsönyi és az Aggteleki-karszt adata. Vagyis: a gyakoriság-adatok alapján a CWD4–CWD6 kategóriák tekintetében Aggteleki-karszt,

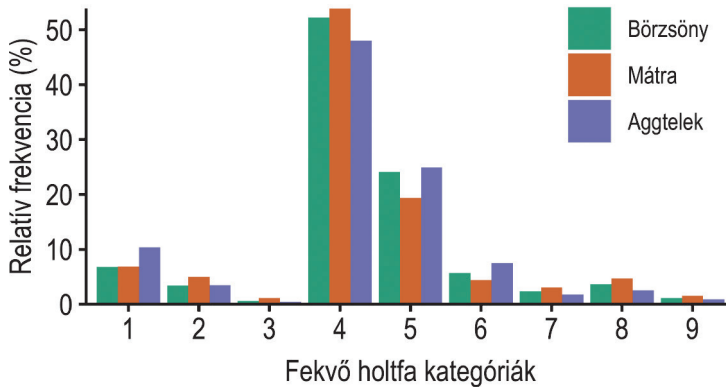
Börzsöny, Mátra sorrendbe rendeződnek a vizsgált tájegységek, míg CWD7–CWD9 kategóriák esetén éppen fordított a helyzet.

Ha az FWD/CWD kategóriákhoz rendelt fatérfogat-adatok felhasználásával a három tájegység fekvő holtfa ellátottságának mennyiségi viszonyait is összevetjük, a gyakoriság-adatokból kapott eredményhez nagyon hasonló, kiegyenlített képet kapunk (17. ábra). A fekvő holtfa mennyiségi kategóriák (és összevont kategóriák: 1–5, 5–10, 10–20, 20–50 m³/ha) relatív gyakorisága ugyanis a három tájegységben szinte megegyező, s majdnem azonosak a tájegységi szinten számított átlagok (5,89–6,08 m³/ha) is.



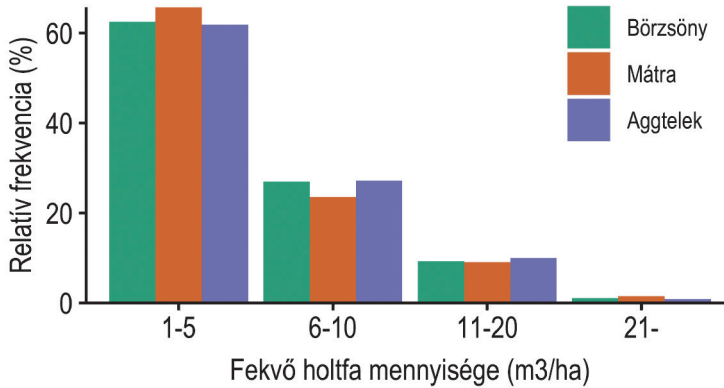
15. ábra: A 21–50 cm-es átmérőjű álló holtfák átlagos darabszáma az 5 legnagyobb területfoglalású FATI-csoport függvényében a vizsgált tájegységek erdeiben (átlag ± SE)

Figure 15: Number (mean ± SE) of standing dead trees of 21–50 cm dbh in the main forest community types in the forests of the three regions



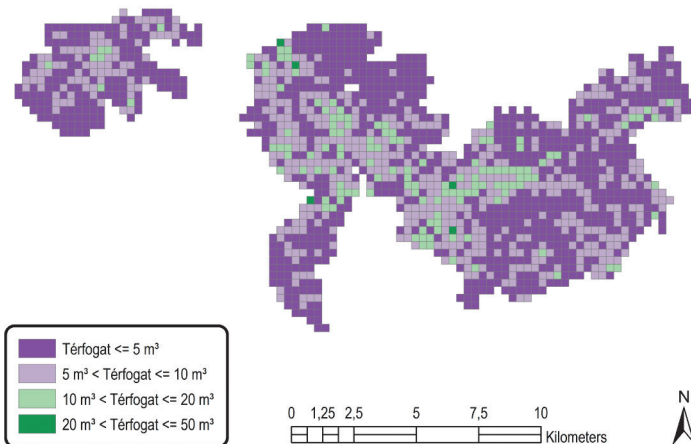
16. ábra: A fekvő holtfa vastagságát és mennyiségét leíró kategóriák (1–9) gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben

Figure 16: Frequency distribution of the categories (1–9) describing the diameter and quantity of lying dead wood in the forests of the three regions



17. ábra: A fekvő holtfa mennyiségek gyakoriságeloszlása a vizsgált tájegységek erdeiben
 Figure 17: Frequency distribution of lying dead wood amount in the forests of the three regions

A vizsgált területek között fekvő holtfa ellátottságban tehát érdemi, markáns eltérések nem mutathatók ki. A fekvő holtfa mennyiségére vonatkozó adatok értelmezéséhez megemlíjtjük viszont, hogy az alkalmazott skála sajátjaiból adódóan becsléseink a mennyiséget esetenként alábecsülhetik, hiszen a CWD6 és CWD9 kategória felülről nyitott. Abban a nem túl gyakori esetben, amikor kifejezetten nagy mennyiségű, de 35 cm átmérőt meg nem haladó fekvő holtfa fordul elő egy területen, felmérőinknek a tényleges mennyiségtől függetlenül 6-os értéket kellett rögzíteni, s hasonló elv volt érvényben a 9-es kategóriára is. Mindezeketől függetlenül a felmérés három középhegységi tájegység jellemzői alapján rámutat erdeink fekvő holtfában való szegénységére, hiszen a plotok több mint 60%-án még az 5 m³/ha mennyiséget sem érte el a fekvő holtfa mennyisége (lásd még: 18. ábra).



18. ábra: A fekvő holtfa átlagos mennyisége (9 ha-os blokkokba eső plotok alapján) a Mátra területén
 Figure 18: Average quantity (m³/ha) of lying dead wood per sampling plot in the forests of the Mátra (9 hectare units)

ERDÉSZETI VONATKOZÁSÚ KÖVETKEZTETÉSEK

A felvételezett tájegységek fontosabb erdőállapot-jellemzői szempontjából az erdőgazdálkodási gyakorlat által megszívlelendő, az erdők kedvezőbb ökológiai állapotának kialakítását és fenntartását (gazdálkodás mellett és gazdálkodás alól mentesített területen egyaránt) segítő tapasztalatok az alábbiak szerint foglalhatók össze.

1. Fafajösszetétel-mutatók (őshonos fajok száma, elegyfajok száma, az elegyfajok relatív borítása) tekintetében határozottan kimutatható az erdőtümbök Mátra–Börzsöny–Aggteleki-karszt sorrendben növekvő gazdagsága. A Mátra és a Börzsöny nagyon hasonló természetföldrajzi adottságaira tekintettel szembevetendő az előbbi hegység őshonos fajokban való szegénysége, mely jelenség háttérben részben a korábbi (egy-egy elegyfákat szisztematikusan háttérbe szorító, eltüntető) erdőgazdálkodási gyakorlat, részben a területen (különösen a Dél-Mátrában) mutatkozó rendkívül magas létszámú nagyvadállomány vélelmezhető. Az elegyesség (s ezáltal az erdők szerkezeti, ökológiai és egészségügyi jellemzői) javításához, az erdővédelmi problémák mérsékléséhez ennek megfelelően az őshonos elegyfajok (ideértve a rövidebb életciklusú pionír fajokat is) nevelővágások során való konzekvens kíméletére, illetve a nagyvadállomány (a jelenlegi helyzetben a gímszarvas és a muflon) drasztikus létszámcsökkentésére lenne szükség.

2. Elemzéseink kimutatták, hogy a fiatal állományokban meglévő magasabb elegyfaj-számot és elegyfaj-arányt a középkorú erdőkben végzett nevelővágások (törzskiválasztó és növedékfokozó gyérítések) rendszeresen visszavetik. Az elegyfák ilyen módon való kezelése ugyanakkor az alapvető biodiverzitás-megőrzési és gazdálkodási elvekkel egyaránt ellentétes, így a jelenség feltárása változtatásra kell hogy készítse az erdőgazdálkodókat. Az erdők sokszínűségének, fajgazdagságának megőrzése, a különböző elegyfajokhoz táplálkozási kapcsolatokkal kötődő élőlénycsoportok megtartása korunkban nyilvánvaló szakmai és társadalmi elvárás, s ennek végrehajtása nem ütközik a gazdálkodási szempontokkal sem. Az elegyfák zöme ugyanis jórészt (tölgyesekben mindenképpen) alsó szintben fordul elő, ezért jelenlétével nem akadályozza a felső szintben nevelt főfafajok fejlődését. Épp ellenkezőleg: a gyakran emlegetett (de sok esetben nem biztosított) törzs- és talajjármalással az elegyfák hozzájárulhatnak a fatermesztési célok megvalósításához, a jobb minőségű faanyag neveléséhez, a termőhely és az állományklíma védelméhez, megőrzéséhez. Mindezek miatt középkorú állományokban is erősen javasolt az elegyfajok legalább 20–30% elegyarányt (ennél némileg magasabb borítási arányt) elérő folyamatos, tudatos, a gazdálkodás céljait is szolgáló fenntartása.

3. A nem őshonos fajokra vonatkozó elemzéseink sokadszorra is felhívják a figyelmet az agresszíven terjedő idegenhonos fajok problémakörére. A vizsgált területeken esetünkben leginkább az akác (*Robinia pseudoacacia*) és a bálványfa (*Ailanthus altissima*) került reflektorfénybe, s mindkét faj esetében kiderült, hogy az erdészeti adattári adatokhoz képest sokkal több helyen, sokkal nagyobb arányban fordulnak elő, miközben folyamatos expanziót mutatnak. Az idegenhonos fajok könnyen kezelhető vagy kevésbé problémás csoportjai (fenyőfélék, vörös tölgy, közönséges dió) mellett ezek a fajok fokozottabb figyelmet kívánnak, mert vegetatív és generatív úton látványosan terjeszkednek, a lékekbe, megbontott, záródáshiányos állományokba szisztematikusan benyomulnak, s ezáltal a természetközeli állapotú erdők összetételét, szerkezetét egyaránt átalakítják. Kezelésük következetes intézkedéseket igényel. Egrészt szükség van arra, hogy az aktív gazdálkodással érintett erdőkben történő bármilyen munkavégzés során mechanikai vagy vegyszeres technológiákkal rendszeresen visszazorítsuk ezeket a fajokat, másrészt az is szükséges (és ennek szintén egyáltalán nincs gyakorlata), hogy a gazdálkodás köréből kieső, faanyagtermelést nem szolgáló állományokban, vagy akár kisebb, önálló erdőrészetként el nem különített véderdő-foltokban is foglalkozzunk velük. A meglévő állományok kontrollja és a terjeszkedés megállítása (a propagulumforrás „elzárása”) csak e két megközelítés együttes alkalmazásával remélhető!

4. A természetes bolygatások és a nem vágásos gazdálkodás beavatkozásai miatt az érintett erdőterületek (különösen a Börzsöny) záródásviszonyai változatosabbak lettek. E jelenségnek állományklimát vagy termőhelyi viszonyokat érintő hátrányai nem mutathatók ki, ugyanakkor biodiverzitás-megőrzési szempontból (a holtfa-viszonyok részben kapcsolódó kérdését is ideértve) a változásokat kedvezőnek – közvetve és hosszabb távon a tájegységi erdőgazdálkodás szempontjából is előnyösnek, pozitív hatásúnak – ítélni lehet. A hasonló irányú elmozdulás aktív beavatkozásokkal (térben változó erélyű nevelővágások és lékes-csoportos-foltos mintázatú természetes felújítások alkalmazása; térben nem sematikus rendszerű örökerdő-gazdálkodásra való áttérés) más területeken, más tájegységekben is ajánlható.

5. Az állományok törzsméret-eloszlásának közvetlen és közvetett mutatói (átmérőosztályok száma, átmérőosztály-diverzitás, pszeudofajok száma) az Aggteleki-karszt esetében adják a legkedvezőbb értékeket. A szerkezeti gazdagságban a geológiai aljzat és domborzat okozta fafajgazdagság, továbbá a kezeletlenség következtében (lásd elegyfajokkal való betöltődés) fellépő átmérőgazdagság egyaránt szerepet játszik. Mivel az átmérőeloszlás a vertikális tagoltsággal, szintezettséggel (ezáltal az állományszerkezet heterogenitásával) rendszerint szoros összefüggést mutat, fontos lenne, hogy ez a fajta változatosság a gazdálkodással aktívabban érintett tájegységekben is nagyobb arányban legyen jelen. Kiemelt figyelmet kell/javasolt tehát fordítani a meglévő állományszerkezeti változatosság megtartására és fokozására (pl. a nevelővágások során az alsósztípusú gyéritések és a homogenizáló hatású felsőszintű gyéritések egyaránt kerülendők), s kívánatos a vegyes-mozaikos erdőszerkezet kialakító és fenntartó nem vágásos gazdálkodás (lásd például a Börzsöny déli részét) nagyobb területen való meghonosítása.

6. A biodiverzitás-megőrzés és az erdőtermészetesség megítélése szempontjából kiemelt jelentőséggel bíró méretes, 50 cm átmérő feletti törzsek mindhárom tájegységnél hiányoznak a plotok kb. kétharmadából. A jelenlévő példányok a Börzsöny és Mátra esetében jórészt az idős, méretes állományokba (főként bükkösökbe) esnek, így valójában csak a karsztvidék esetében találunk elszórtan elhelyezkedő öreg törzseket, matuzsálemeket. A kérdéskör természetesen csak hosszabb távon kezelhető, de fontos lenne, hogy a gazdálkodás során (hatósági előírástól függetlenül) elszórtan mindenfelé maradjanak megöregedő hagyásfák, érintetlen hagyásfa-csoportok.

7. Az álló holtfa mennyiségének értékelése az Aggteleki-karszt és a Mátra közel hasonló helyzetét és a Börzsöny holtfában való szegénységét mutatta ki. A jelentősebb volumenű tölgyszáradás miatt a Mátra (közelebbről a Dél-Mátra) adatai helyenként kifejezetten kiugróak, jelezve az erdővédelmi helyzet és a holtfa-ellátottság közötti összefüggést, illetve ellentmondást. Az Aggteleki-karszton az erdőgazdálkodás alól hosszabb ideje mentesülő erdők magas területi aránya lehet a magyarázó tényező. A Börzsöny harmadik helye ugyanakkor elsősorban az erdőgazdálkodási gyakorlat különbözőségével (illetve részben a másik két tájegységnél említett szempont hiányával) állhat összefüggésben. Összességében az álló holtfa mennyisége sehol sem kirívóan magas (a 21–50 cm-es átmérőosztályhoz tartozó átlagértékek és átlagtörzsek alapján kalkulálva átlagosan maximum a 4–5 m³/ha-os érték körül alakulhat), így feltétlenül szükség lenne arra, hogy a fokozott mortalitással nem érintett térségekben tudatos álló holtfa visszahagyás (hangsúlyosan 20 cm átmérő, de lehetőség szerint 50 cm átmérő feletti tartományban is) történjen, ennek hiányában pedig – fatermesztési szempontból kevésbé értékes törzsek „beáldozásával” – akár (gyűrűzéssel) aktív holtfa-előállítás is végezhető. Utóbbi mozzanat ugyan a klasszikus erdőgazdálkodási tevékenységektől és gondolkodásmódtól távol áll, az erdőkkel szemben felmerülő egyre összetettebb elvárásrendszer teljesítéséhez (legalább a természetvédelmi oltalom alatt álló erdőkben) szükségesnek tűnik.

8. A három tájegység fekvő holtfa ellátottságát vizsgálva megállapítottuk, hogy mind a fekvő holtfa kategóriák (FWD1–3, CWD4–9), mind a mennyiségi viszonyok tekintetében nagyon hasonló az összkép. A leggyakrabban előforduló CWD4–CWD6 kategóriák tekintetében (kis különbségekkel) Aggteleki-karszt–Börzsöny–Mátra sorrendbe rendeződnek a vizsgált tájegységek, míg CWD7–CWD9 kategóriák esetén fordított a helyzet. A tájegységekre számított átlagok is nagyon szűk tartományban mozognak (5,89–6,08 m³/ha), a vizsgált területek

között fekvő holtfa ellátottságban tehát (a 2014. évi borsönyi jégtörés és az aggteleki érintetlenség ellenére) érdemi eltérések valójában nem mutathatók ki. A felmérés alapján ugyanakkor tetten érhető erdeink fekvő holtfában való szegénysége, hiszen a plotok több mint 60%-án csak 5 m³/ha mennyiség adódott. Mindez ráirányítja a figyelmet arra, hogy a gazdálkodással érintett erdőkben nagy szükség van a fekvő holtfa megfelelő mennyiségének tudatos biztosítására, így például egyes dőlt törzsek érintetlenül hagyására, a ledöntött (vékony és vastag) faanyag részbeni visszahagyására gyérítések és véghasználatok esetén.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás anyagi feltételeit a Svájci-Magyar Együttműködési Program (SH/4/13) és a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alap (K135252) biztosították. Köszönet illeti a terepi felmérésben közreműködő összes felmérőt, valamint a borsönyi munkához sok logisztikai támogatást nyújtó Ipoly Erdő Zrt. munkatársait.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Baráz Cs., Dudás Gy., Holló S., Szuromi L. & Vojtkó A. (eds) 2010: A Mátrai Tájvédelmi Körzet. Bükki Nemzeti park Igazgatóság, Eger.
- Baross G. (ed) 1998: Az Aggteleki Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Bartha D. & Nagy L. (eds) 2014: Vadregényes erdőtáj. A Börzsöny. Ipoly Erdő Zrt., Balassagyarmat.
- Bartha D., Bölöni J., Ódor P., Standovár T., Szmorad F. & Tímár G. 2003: A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. Erdészeti Lapok 138(3): 73–75.
- Horváth F. 2012: Módszertani fejlesztések az erdőrezervátumok hosszú távú faállomány-szerkezeti kutatásához. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.
- Standovár T., Szmorad F., Kovács B., Kelemen K., Plattner M., Roth T. & Pataki, Zs. 2016: A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. *Community Ecology* 17(2): 167–177. <https://doi.org/10.1556/168.2016.17.2.5>
- Standovár T., Kelemen K., Szmorad F., Kovács B., Kenderes K. & Pataki Zs. 2017a: Az erdőállapot-felmérés módszertana. In: Standovár T., Bán M. & Kézdy P. (eds): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. (Rosalia 9.) Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 109–187.
- Standovár T., Szmorad F., Kelemen K. & Kenderes K. 2017b: Az erdőállapot-felmérés eredményei. In: Standovár T., Bán M. & Kézdy P. (eds): Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben. (Rosalia 9.) Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 189–439.
- Szmorad F., Kelemen K., Kovács B. & Standovár T. 2013: Többcélú erdőállapot-felmérés módszertanának kidolgozását megalapozó irodalmi áttekintés. http://karpatierdeink.hu/files/docs/SH4_13_WP1_irodalmi_attekintes.pdf
- Tomppo E., Gschwantner T., Lawrence M. & McRoberts, R. E. (eds) 2010: National Forest Inventories. Pathways for common reporting. Springer, Heidelberg–Dordrecht–London–New York.
- Az „Erdei életközösségek védelmét megalapozó többcélú állapotértékelés a magyar Kárpátokban” projekt honlapja: <http://karpatierdeink.hu/> (Letöltés időpontja: 2021. 07. 29.)
- Országos Erdőállomány Adattár (OEA) 2015. január 1-i állapotleíró adatai

Érkezett: 2021. augusztus 18.

Közlésre elfogadva: 2021. november 15.



Miért?

Az erdei biodiverzitás megőrzésében jelentős szereppel bíró, előrehaladott korhadtságú, gombás bükk facsonk (habitat-fa) kivágása nem indokolható gazdasági szempontokkal. 2-3 méteres magassága okán balesetmegelőzéssel sem. Vélhetően rossz beidegződés állhat inkább az ilyen történések mögött. A hasonló holtfacsonkok állva visszahagyása semmilyen költséggel, vagy veszteséggel nem jár, de mégis sokat jelent az erdő élőhelyi változatosságának a fenntartásában.

Fotó és szöveg: Frank Tamás (ÖK ÖBI, Vácrátót)

FIATAL SOMOGYI KOCSÁNYTALAN TÖLGYEK ÉS CSERTÖLGYEK SZÁRAZSÁGÉRZÉKENYSÉGÉNEK ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA

Németh Tamás Márton, Szabó Orsolya és Móricz Norbert

Ökológiai és Erdőművelési osztály, SOE-ERTI

Kivonat

Jelen munkánkban somogyi kocsánytalan tölgyek és csertölgyek (*Quercus petraea*, *Q. cerris*) aszályra adott növekedési reakcióját vizsgáltuk, egy csapadék gradiens mentén. Az értékeléshez 136 évgyűrűmintát használtunk fel, valamint az aszályérzékenység meghatározásához dendroökológiai számításokat végeztünk. A vízhiányt a talaj vízháztartásán alapuló nedvesség-stressz index felhasználásával becsültük meg. Az eredmények alapján, mindkét fafaj évgyűrű képzését leginkább az adott év nyári csapadék mennyisége határozta meg, de a két fafaj eltérő stratégiát folytat az aszályos időszakok átvészelésére. A csertölgy érzékenyebben reagált az aszályokra, mint a kocsánytalan tölgy, amely a faj aszályokkal szembeni kisebb ellenállási és nagyobb regenerálódási képességéből adódott. A csertölgy esetén a növekedés visszaesése egyenesen arányos volt a nedvesség-stressz érték növekedésével, míg a kocsánytalan tölgy az egyre erősödő szárazságra erőteljesebb növedék visszaesést mutatott, ami a faj kisebb mértékű rugalmasságára utal. Mindezek alapján úgy látszik, hogy a csertölgy jobban ellenáll az aszályoknak, mint a kocsánytalan tölgy, így akár versenyképesebb is lehet az előre jelzett klímaváltozás kapcsán.

Kulcsszavak: kocsánytalan tölgy, csertölgy, dendrokronológia, aszály

COMPARATIVE DROUGHT SENSITIVITY ANALYSIS OF YOUNG SESSILE OAK AND TURKEY OAK TREES IN SOMOGY COUNTY (HUNGARY)

Abstract

This paper analyses the drought induced growth responses of oak trees, sessile oak (*Quercus petraea*) and Turkey oak (*Q. cerris*), along a precipitation gradient in Somogy County. 136 tree-ring samples were analysed and dendroecological metrics were also applied to assess the drought sensitivity of the species. Water deficit was estimated by using the soil water budget based water stress index. Results indicated a strong dependency of annual tree ring width on the water availability of current year summer but found different strategies of the two tree species against drought conditions. Turkey oak responded more sensitively to droughts than sessile oak revealed by the significantly lower resistance and higher recovery potential of this species. A linearly proportional increase of growth reduction with rising water stress was found for Turkey oak while the growth response of sessile oak decreased considerably with increasing aridity indicating lower growth plasticity of sessile oak to droughts there. Based on our findings it seems that Turkey oak copes better with droughts than sessile oak and may gain competitive advantages under the projected climate change.

Keywords: sessile oak, Turkey oak, dendrochronology, drought

BEVEZETÉS

Az elmúlt évtizedekben egyre gyakoribbá és súlyosabbá váltak az aszályok Európában (Spinoni et al 2015), és ez a tendencia várhatóan még a jövőben is folytatódik (IPCC 2018). Ez nyilvánvalóan negatív hatással van az állományok növekedésére, ezáltal befolyásolva az állományok fatermését is (Peltier et al 2016, Mátyás et al 2018, Schuldt et al 2020). Továbbá a gyakori, hosszan tartó és rendkívüli aszályok sok esetben az erdők nagymértékű vitalitás vesztésének közvetlen vagy közvetett meghatározó tényezői, például a másodlagos biotikus károk révén (Rasztovits et al 2014, Busotti & Pollastrini 2017). Az ilyen folyamatok valószínűleg intenzívebbek a fajok elterjedésének szárazsági határa mentén (Weber et al 2013), azonban a fanövekedés aszály okozta csökkenése ugyanolyan fontos lehet a faj elterjedési területén belül is (Cavin & Jump 2017).

Európa mérsékelt övi területein élő egyes őshonos fajok, mint például a közönséges bükk (*Fagus sylvatica* L.), vagy a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) aszályra adott válaszreakciójának megértése már régóta a kutatások középpontjában áll (Scharnweber et al. 2011, Árvai et al 2018, Vanhellemont et al 2019). Viszont azokról a fajokról, amelyekről feltételezhető, hogy Közép-Európában jobban tolerálják az aszályt, mint például a csertölgy (*Quercus cerris* L.), erdei fenyő (*Pinus sylvestris* L.), vagy a fekete fenyő (*Pinus nigra* Arn.), jóval kevesebb információ áll rendelkezésünkre (Mészáros et al 2011, Misi & Náfrádi 2017, Móricz et al 2018).

Magyarországon a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) és a csertölgy ökológiailag és gazdaságilag is a legfontosabb fajok közé tartozik, együttesen az összes erdőterület mintegy 21%-át teszik ki. Mivel hosszú életű és domináns fajokról van szó, mindkettőnek fontos szerepe van a szukcesszió folyamatában, hiszen fényigényesek, mély gyökérrzel rendelkeznek, és gazdag makktermésre képesek. Domb- és hegyvidéki, közepes és jó vízellátottságú talajokat kedvelnek, de akár sziklás talajokon is előfordulnak, az alacsony pH-értékű talajt is eltűrik, továbbá mindkét fajfaj Európában szárazságtűrőként tartják számon (Nardini et al 1999, Härdtle et al 2013, Zimmermann et al 2015). A jövőben várható kedvezőtlen éghajlati változások miatt a csertölgyet a kocsánytalan tölgy potenciális helyettesítő fajaként tartják számon (Führer et al 2011).

Magyarországon a tölgyerdők – elsősorban a kocsányos és kocsánytalan tölgy – vitalitása már az 1980-as években jelentős romlást mutatott az elhúzódó aszályos időszakoknak köszönhetően. A tendencia az 1990-es évek eleje óta jelentkező rendkívül száraz évek sorozatával folytatódott, melyek főként a kocsánytalan tölgy vitalitására volt negatív hatással (Mészáros et al 2008, 2011, Árvai et al 2018, Gulyás et al 2019).

A kocsánytalan tölgy (KTT) és a csertölgy (CS) aszályokra adott reakcióját ökoфизиologiai szempontból kevesen vizsgálták (Mészáros et al 2011), és hasonlóan kevés számú kutatás foglalkozott dendroklimatológiai összehasonlításukkal (Ciceu et al 2020). Mivel az éghajlatváltozás következtében szélsőségesebb és időben elhúzódó aszályok várhatóak, fontos kérdés, hogy a csertölgy aszályokra adott növekedési reakciója kedvezőbb-e, mint a kocsánytalan tölgy esetében.

Jelen munkánkban a klíma és a radiális fanövekedés kapcsolatát vizsgáltuk somogyi fiatal kocsánytalan és csertölgy állományok kapcsán, egy csapadék gradiens mentén. Az összehasonlításhoz dendrokronológiai adatokat és éghajlati mutatókat használtunk, valamint az aszályra adott növekedési reakciókat elemeztük (Lloret et al 2011, Thurm et al 2016, Schwarz et al 2020).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

A mintaterületeket Somogy megyében, Iharos (IH), Zselickisfalud (ZS) és Szántód (SZ) települések közelében jelöltük ki (1. ábra). A vizsgált elegyes állományok közül csak a Zselicben lévők helyezkedtek el egymástól kissé távolabbi (<600 m) erdőrészekben (1. táblázat). Az egyes helyszínek közötti csapadékmenny-

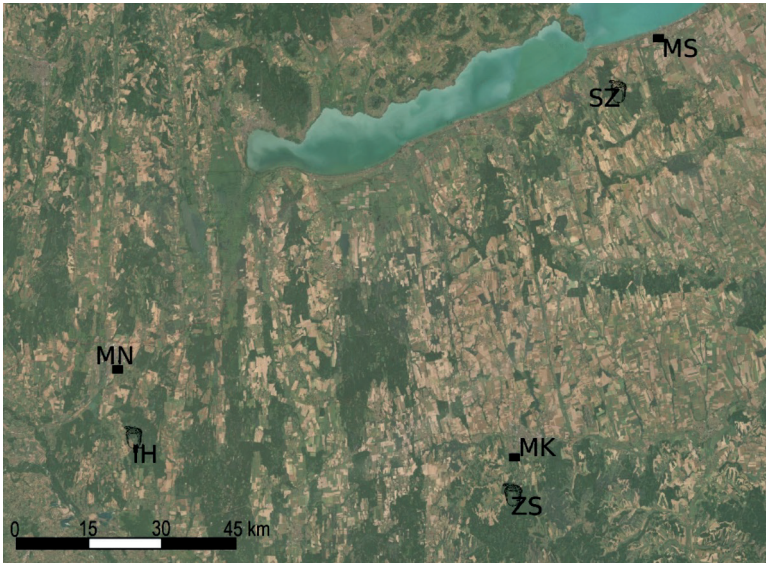
nyiség különbségét az 1985–2018 közötti időszakot figyelembe véve, a legnedvesebb az IH (774 mm), majd ZS (711 mm) és a legszárazabb SZ (614 mm) volt. Az összehasonlíthatóság érdekében minden állomány mageredetű, hasonló termőhelyi körülmények között, mély, alacsony vázartalmú, többletvízhatástól független agyagos barna erdőtalajon, valamint 210 és 290 m közötti tengerszint feletti magasságban helyezkedik el. Minden helyszínen domináns faegyedeket jelöltünk ki mintavételre, annak érdekében, hogy az esetleges állományszerkezeti hatásokat minimalizáljuk.

Meteorológiai adatok és talajvízkészlet meghatározása

Délnyugat-Magyarországon a hőmérséklet múltbeli változása egyértelmű felmelegedési tendenciát mutatott az elmúlt három évtizedben. A vizsgálati helyszínek éves csapadékmennyiségei közötti különbségek kissé csökkentek köszönhetően annak, hogy az iharosi területen kisebb mértékű csökkenés, míg a másik két területen növekedés volt megfigyelhető az elmúlt időszakban.

A vizsgált időszak alatti (1985–2018) klíma- és növekedésreakció elemzéséhez különböző meteorológiai adatbázisok voltak segítségünkre. A napi minimum és maximum hőmérsékleti értékek, az 1 km-es felbontású DAYMET adatbázisból származnak (Moreno & Hasenauer 2015).

Az 1985 és 2010 közötti havi csapadék adatok a homogenizált és interpolált, 10 km-es felbontású CARPATCLIM adatbázisból származtak (Szalai et al 2013). Ezen kívül az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) által üzemeltetett legközelebbi meteorológiai állomások csapadékadatait is felhasználtuk a 2011–2018 közötti időszakra vonatkozóan (1. ábra). A standardizált csapadék-párolgási (SPEI, Vicente Serrano et al 2010) és az erdészeti aszályossági indexeket (FAI, Führer et al 2011) a havi meteorológiai adatokból származtattuk és különböző időléptéket (havi/évszakos/évi) használva korreláltattuk a növekedéssel.



1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése (MN: meteorológiai állomás Nagykanizsa, MK: meteorológiai állomás Kaposvár, MS: meteorológiai állomás Siófok, IH: Iharos, ZS: Zselickisfalud, SZ: Szántód)

Figure 1: Location of the study sites (MN: meteorological station of Nagykanizsa, MK: meteorological station of Kaposvár, MS: meteorological station of Siófok, IH: Iharos, ZS: Zselickisfalud, SZ: Szántód)

A vizsgálati időszak (1985–2018) havi vízmérlegmodelljének meghatározásához a Thornthwaite típusú modellt alkalmaztuk (Thornthwaite 1948). A modell bemeneti változóit a havi átlaghőmérséklet, a csapadék-összeg, a földrajzi szélesség és a talaj víztároló kapacitása képezi. A gyökérmélységet egységesen 1 m-re határoztuk meg minden állományban, a talajszelvényekben található hajszálgyökerek vizuális megfigyelésének segítségével. A talajmintákat minden esetben legalább három mélységből vettük. A talajok nedvesség megtartó-képesség vizsgálatához három ismétlésben 1,3 m mélységig (négy különböző szintben) bolygatatlan talajmintákat vettünk 100 cm³-es hengerrel (2. táblázat). Kiegészítésként a nyári hónapok nedvesség-stressz indexét (I_s) is meghatároztuk, a talaj vízihiány értékét osztva a talaj felső 1 méteres mélységből maximálisan elérhető vízmennyiség értékével (Granier et al 1999).

1. táblázat: A főbb állomány jellemzők

Table 1: Main stand characteristics

Helyszín	Fafaj	Tengerszint feletti magasság (m)	Kitettség	Kor	Elegyarány (%)	Magasság (m)	Átmérő $D_{1,3m}$ (cm)
IH	KTT	220	É	29	38	13	11
	CS	220	É	29	15	13	13
ZS	KTT	280	DK	35	51	15	12
	CS	280	DK	36	49	20	14
SZ	KTT	275	NY	33	13	15	16
	CS	275	NY	33	67	16	14

Mintavétel és adatfeldolgozás

A mintaterületek állományaiban fafajonként 12 domináns egyed került kijelölésre, majd minden faegyedből Pressler-fúró segítségével két irányból (É, K), mellmagasságban (1,3 m) vettünk növekedéscsapmintát (Σ 144 db). A mintákat száradás, ragasztás és csiszolás után, nagy felbontásban (1200 dpi) beszkenneltük. A digitális képek feldolgozásához a WinDENDRO programot (Regent Instruments Canada Inc. 2014) használtuk, ahol az évgyűrűszélesség mérése 0,001 mm-es pontossággal történt. A keresztdatait a COFECHA (Holmes 1983) programmal hajtottuk végre. Minden potenciálisan hibás mintát újból ellenőriztünk és javítottuk, amennyiben ez lehetséges volt. Amennyiben erre nem volt lehetőség, úgy azokat kivettük a további elemzésből, így összesen 136 db évgyűrűmintával dolgoztunk. A minták trendmentesítéséhez és a további elemzésekhez az R statisztikai program dplR csomagját használtuk (Bunn 2008). A trendmentesítésnél a simítógörbe tulajdonságán nem változtattunk, mert megfelelőnek bizonyult a viszonylag rövid évgyűrű sorozataink esetében is. A trendmentesített sorozatokat az Akaike-féle információs kritérium (AIC) értékével ellenőriztük, majd a kétsúlyú robusztus átlagolással kerültk meghatározásra az évgyűrűindex sorozatok. A végső index sorozatokban meglévő, a klímához illeszkedő jel megbízhatóságát a populációs jel (EPS) és a minták közötti átlagos korreláció (R_{bar}) értékeivel ellenőriztük. Az EPS minden sorozat esetén 30 éves ablakokban 10 éves lépésekkel került kiszámításra (Wigley et al 1984). Az elmúlt évtizedekben Somogy megyében bekövetkezett jelentősebb rovarkárok kapcsán (Hirka 2006), megvizsgáltuk azok évgyűrűszélesség-növekedésre gyakorolt hatását is. Ehhez a növedék és a klíma közötti lineáris regresszió esetén Cook-féle távolságot (Cook & Weisberg 1982) számoltunk, így meghatározva a kiugró éveket.

A regressziós elemzések változói az első esetben a fanövekedés és a nedvesség-stressz index, valamint a MODIS műholdfelvételekből származó standardizált NDVI nyári átlaga és a nedvesség-stressz index értékei voltak (Somogyi et al 2018). Utóbbi ellenőrzés egyértelműsítette, hogy a csökkent fotoszintetikus aktivitást a rovarkárok okozták. Ezáltal a károsítással befolyásolt éveket kiszűrtük így azok a további feldolgozásban már nem szerepeltek.

2. táblázat: A mintaterületek főbb talaj jellemzői
Table 2: Main soil characteristic of the sites

Helyszín	IH	ZS		SZ
Állomány	CS-KTT	CS	KTT	CS-KTT
Max. elérhető talajnedvesség (mm/m)	157	176	166	157
Nedvességtartalom pF 2,5 (mm)	33,88	32,4	32,7	32,33
Nedvességtartalom pF 4,2 (mm)	17,65	13,9	14,4	14,93
pH (H ₂ O)	5,16	6,17	5,99	5,72

Adatelemzés

Mintaterületenként mindkét faj évgyűrű-kronológiáját, a havi és adott időszak meteorológiai adatait (átlaghőmérséklet és csapadékösszeg), továbbá a származtatott indexek (FAI, SPEI és I_s) közti kapcsolatot Pearson-féle korrelációs együtthatóval határoztuk meg. A havi korrelációs együtthatókat egy 18 hónapos – az előző év áprilisától az évgyűrű kialakulási évének szeptemberéig tartó – időszakra számoltuk ki, tekintettel arra, hogy az előző év időjárása is befolyásolja a következő évi fejlődést. Ezenkívül, a 2–12 hónapos SPEI értékeket használtuk, hogy számszerűsíteni tudjuk az időjárási körülmények hatásait különböző időszakokban. Az évgyűrűszélességgel legerősebb korrelációban lévő meteorológiai változó időbeli stabilitását egy 15 éves mozgó ablakos korrelációs elemzéssel ellenőriztük.

A tölgyfajok a változó éghajlati viszonyokra adott reakciójának összehasonlítását a 2001–2018 közötti időszakra vizsgáltuk, mivel ezen intervallumra minden állomány teljes évgyűrű adata rendelkezésre állt. A legerősebb korrelációt mutató meteorológiai indexet összehasonlítottuk a megfelelő évgyűrűértékekkel, nem-parametrikus regresszió segítségével minden állományra vonatkozóan, a kapcsolat nem lineáris jellege miatt.

Az aszályos éveket a standardizált nyári nedvesség-stressz indexek segítségével határoztuk meg. Azokat az éveket tekintettük aszályos évekként, amelyek szórás felénél nagyobb mértékben tértek el a hosszútávú átlagtól (1985–2018).

Az aszályos évekre és a többéves aszályos időszakokra az ún. Lloret-féle aszályreakciós mutatókat számoltunk ki (Lloret et al 2011). Ezek a dimenzió nélküli mutatók azt fejezik ki, hogy a fák hogyan tudják elviselni az aszályt (ellenállás – RES), miként tudnak regenerálódni (helyreállítás – REC), valamint képességet az aszály előtti növekedési szint eléréséhez (rugalmasság – RESI). A többéves aszályok esetében az ellenállás és helyreállítás mutatókat úgy számítottuk ki, hogy átlagoltuk az egymást követő aszályos évek értékét.

Ezenkívül két másik mutatót – a regenerációs időszak hossza (RP) és a teljes növekedéscsökkenés (TGR) – is felhasználtunk az értékeléshez (Thurm et al 2016). Az RP azt az időtartamot jelenti években kifejezve, amelynek el kell telnie ahhoz, hogy az aszályt megelőző növekedési értéket újból elérje. A TGR azt mutatja meg, hogy mekkora az aszály miatt bekövetkezett növekedéscsökkenés összege, beleértve az aszályos évet és az RP alatti növekedés veszteségét is. Mind a Lloret-, mind a Thurm-féle mutatóknál a trendmentesített kronológiák értékeivel számoltunk, mivel a nyers évgyűrű adatokat általában erősen befolyásolják a fa korából fakadó növekedésbeli eltérések (Lloret et al 2011). Kiszámításra került továbbá fafajonként, az összes aszályos időszakra mindhárom területen a TGR összege. A mintaterületek és fajok közötti különbségek értékeléséhez a TGR és az I_s arányát használtuk, az összes aszályos évet figyelembe véve. Végül összehasonlítottuk az ellenállás és a helyreállítás mutatók közötti kapcsolatot is (Schwarz et al 2020).

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

Évgyűrűelemzés

A minták mérései alapján a tölgyállományok faegyedeinek kora 14 és 30 év között változott. Az EPS átlagértéke (0,91–0,98) meghaladta a szigorúbb 0,90-es határértéket, így egyértelműen kijelenthető, hogy a vizsgálat kellően reprezentatív volt. A két fajfaj átlagos évgyűrűsége között szignifikáns különbség nem adódott, azonban a helyszínek összehasonlításakor – mindkét faj tekintetében – a zselici minták értékei határozottan magasabbak voltak ($p < 0,001$).

Fiatal egyedekről lévén szó, a fiatalkori növekedés korai éveinek hasonlóságára számítottunk, azonban ez mégis kevésbé volt megfigyelhető a minták között. A rendelkezésre álló erdőleltári adatok, valamint az első datált évgyűrűk alapján, a tölgy egyedek kezdő életkora 5 és 10 év között változott.

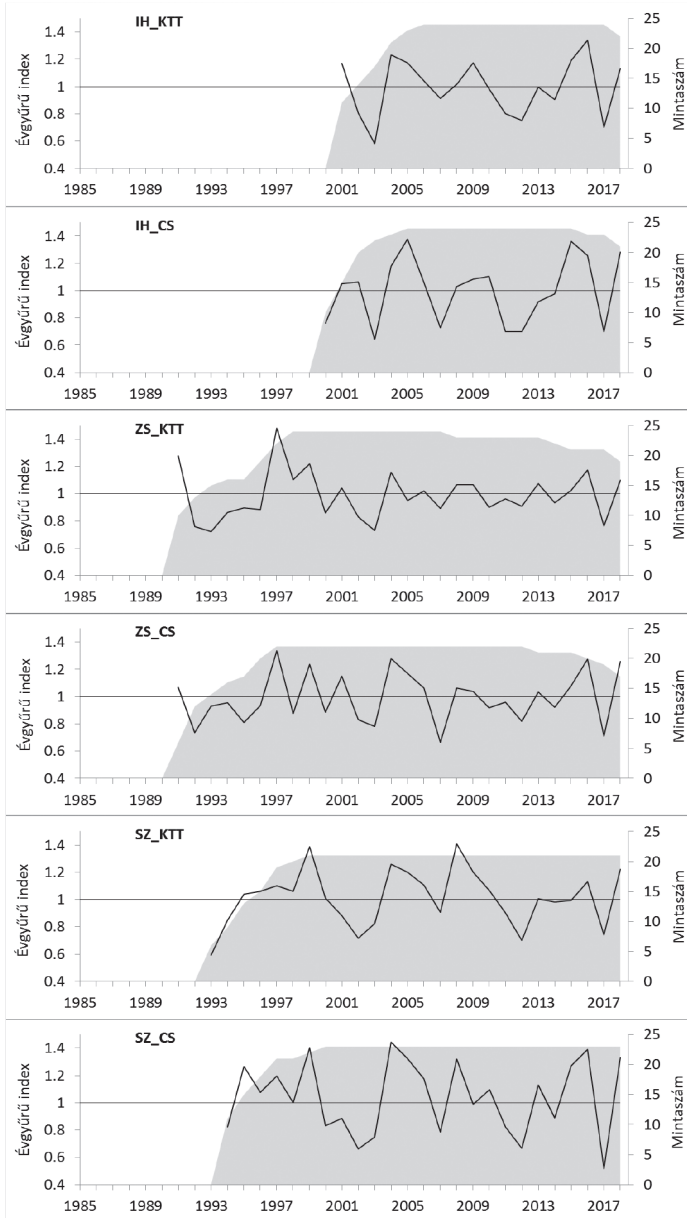
A csertölgy egyedek átlagos érzékenysége (MS) értékei magasabbak voltak, de növekvő MS értékeket kaptunk mindkét tölgyfaj esetében, ha a csapadékosabb terület felől haladtunk a szárazabb terület felé (CS: 0,29–0,42, KTT: 0,22–0,28). A csertölgy évgyűrű-kronológiájában az egyes évek közötti eltérések jobban megfigyelhetők, mint a kocsánytalan tölgy esetében.

A nem-klimatikus tényezők, mint például a rovarfajok tömegszaporodása is befolyásolhatja az évgyűrűk növekedését, mivel kártételükkel visszavetik a fák fotoszintézisét, vagy akár súlyos lombvesztést is előidézhettek (Csóka & Hirka 2009). 2005-ben mindkét tölgyfaj esetében kiugró értékeket detektáltunk a szántódi terület mintáiban. Ellenőrizve a standardizált NDVI nyári átlag, valamint nedvesség-stressz értékeket, azt állapítottuk meg, hogy a változás oka a gyapjas lepke (*Lymantria dispar* L.) tömegszaporodásából adódott. Habár 2006-ban megfelelő volt a talajnedvesség értéke, az előző évi károsítás hatása még érzékelhető volt a kocsánytalan tölgy évgyűrű növekedésében, ezzel szemben a csertölgy növekedése esetén ennek a hatása már nem mutatkozott (2. ábra). Ezek alapján úgy döntöttünk, hogy a szántódi minták elemzésekor a 2005-ös és 2006-os éveket figyelmen kívül hagyjuk, ennek következtében a 2007-es aszályos év elemzése is kikerült az elemzésből, mivel valószínűleg a gradáció még ezt az évet is befolyásolhatta.

A meteorológiai adatok és a trendmentesített évgyűrű-kronológiák közötti elemzések alapján a legmagasabb korreláció mindkét tölgyfaj esetén a tavaszi és nyári időszakokban mutatkozott. Mindkét fajfaj szempontjából, a nyári csapadékmennyiség hatása pozitív ($r = 0,45$) volt, míg a nyári hőmérsékletek negatív korrelációt mutattak (CS: $r = -0,49$, KTT: $r = -0,46$). Így az előbbieket alapján elmondhatjuk, hogy az (adott év) nyári vízháztartása a legmeghatározóbb tényező a növekedés tekintetében mindkét tölgyfajunkra nézve. A legmagasabb korrelációs értékek az aktuális év nyarának nedvesség-stressz indexnél adódtak (CS: $r = -0,68$, KTT: $r = -0,66$), amely mutató figyelembe veszi a talajok víztartó képességét is. A nyári SPEI (CS: $r = 0,45$, KTT: $r = 0,55$) és a FAI (CS: $r = -0,49$, KTT: $r = -0,52$) mutatókkal is szoros korrelációt találtunk és a két tölgyfaj közötti korreláció nem tért el szignifikánsan egymástól.

Vanhellemont et al (2019) szerint a tölgyek esetében az előző év időjárási viszonyai nincsenek számottevő hatással a növekedésre, azonban a vizsgálatunk során szoros korrelációt találtunk az előző év őszi időjárása és a növekedés között. Érdekes viszont az, hogy az előző év nyári időjárása az esetek többségében fordított korrelációt mutatott. A csapadék gradiens tekintetében nem találtunk egyértelmű tendenciát a mintaterületek között, de a legmagasabb korrelációs együttható az iharosi terület és az adott év időjárási tényezői között volt ($r_{IH} = 0,56$, $r_{ZS} = 0,41$, $r_{SZ} = 0,49$). Meglepő volt, hogy a nyári hőmérséklet hatásának erőssége a csapadékosabb iharosi területről kiindulva egyre gyengül a szárazabb, szántódi terület irányába. Azonban a 15 éves mozgó-átlaggal végzett elemzés alapján, a korreláció minden állomány esetében stabil volt (SD: 0,03–0,08). Több kutatás szerint, a kedvező nyári vízellátottság elősegíti a szélesebb évgyűrűk kialakulását (Scharnweber et al 2011, Rybníček et al 2016). A nyári hőmérsékletek összehasonlításakor a június szignifikáns negatív korrelációt mutatott, az augusztusi hőmérséklet pedig csak részben volt meghatározó. Ezek alapján általánosságban

elmondható, hogy a fiatal tölgyek különösen érzékenyek a tavaszi (az évgyűrűképződés kezdetét megelőző hónapok) és a kora nyári hónapok időjárási viszonyaira, amelyet megerősítenek – idősebb állományok esetén – Európa különböző országaiban kapott eredmények (Cufar et al 2014, Rybníček et al 2016).



2. ábra: A vizsgált tölgyfajok trendmentesített évgyűrű-kronológiája mintaterületenként
Figure 2: Detrended chronologies of the oak species of the study sites

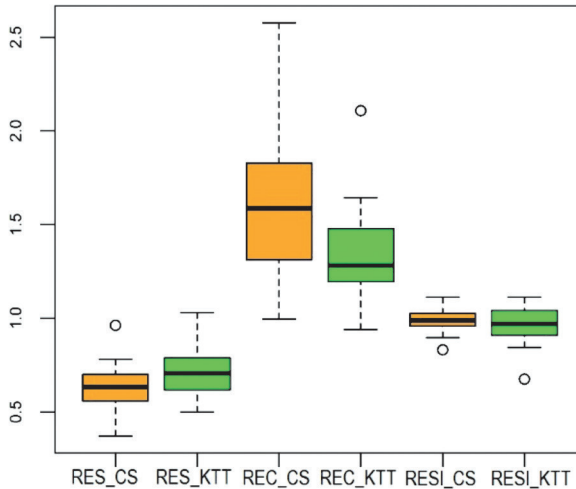
A klíma és a növekedés kapcsolata

A csertölgy esetében azt figyeltük meg, hogy a rendelkezésre álló nedvesség mennyiségére dinamikusan válaszol azáltal, hogy az aszályos időszakokban jelentős mértékben csökkenti a növekedését, majd a következő kedvező időszakban erőteljes növedéket produkál. A kocsánytalan tölgy esetén ezzel ellentétben azt tapasztaltuk, hogy kevésbé volt érzékeny a rendelkezésre álló nedvességre. A csapadék gradienst illetően a nyári nedvesség-stressz index és a növekedés kapcsolata eltérő volt az egyes mintaterületek esetén. Habár az eltérés mértéke hasonló volt az iharosi és az szántódi helyszínen, nagyobb vízhiány esetén a növekedés visszaesése meredekebb vonalú volt a száraz szántódi állomány esetén. A zselici területen mindkét faj növekedésmentete kisebb mértékben volt érzékeny a változó talajvíz mennyiségére, viszont ezen a helyszínen csak egy igazán erős nyári aszályt detektáltunk. Számos szerző szerint egyes tölgy populációk a helyi klimatikus tényezőkkel szemben jól tudnak alkalmazkodni, mivel a környezeti stresszre adott adaptív válaszokat nagyrészt a genetikai sokféleség szabályozza (Clark et al 2016). Ennek oka feltehetően a fenotípusos plaszticitás, amely különösen megnehezíti, hogy általános következtetéseket tudjunk levonni a különböző termőhelyi feltételek között lévő tölgyállományok aszály okozta stressz hatásaival kapcsolatban.

Az aszályos időszakok hatása a növekedésmentre

A kiértékeléshez összesen 13 aszály időszakot határoztunk meg, amelyek között egy és két éves időszakokat is találtunk, majd mindegyik esetében kiszámoltuk a korábban már említett Lloret-féle mutatókat (RES, REC, RESI). Az összes aszály időszakot figyelembe véve, azt az eredményt kaptuk, hogy a kocsánytalan tölgy állományok RES értéke szignifikánsan magasabb volt, mint a csertölgy állományoké ($t = -1,95$, $p < 0,05$), viszont a REC átlagértékek tekintetében pont az ellenkezője adódott ($t = 3,03$, $p < 0,05$), így az ebből eredő RESI mindkét faj esetén hasonló volt (3. ábra). Az előzőeket erősíti Hoffmann et al (2018), akik szerint a nagy RES értékhez alacsony REC érték párosul, de ennek az ellenkezője is előfordulhat, ezáltal a fajok – jellegüket tekintve – két külön csoportba sorolhatók (izohidrikus – anizohidrikus) abból a szempontból, hogy milyen módon próbálnak az aszályokkal megbirkózni (Martínez-Vilalta et al 2014, Gazol et al 2017, Mirfenderesgi et al 2019). Így a fiziológiai háttér fontos szerepet játszik, hogy az adott faj miként reagál a nedvesség ellátottság változásaira (Tognetti et al 1996, Mészáros et al 2011). Pretzsch et al (2012a) azt állapították meg, hogy a kocsánytalan tölgy inkább az anizohidrikus csoportba tartozik, tehát jó az ellenálló képessége az aszályokkal szemben, de az aszályok után csak lassabban tud regenerálódni. Feltételezhetően a kocsánytalan tölgy azt a stratégiát követi, hogy az aszályok során is magas szinten tartja a párolgotatását, ami a rendelkezésre álló vízmennyiség idő előtti felhasználását eredményezheti. Ezzel szemben a csertölgyek hamarabb lezárják a sztomákat, így csökkentik a transzspirációt és a szénmegkötést. Továbbá az aszály alatt fenntartott fotszintézis során a fáknek feltehetőleg több szénhidrát felhasználásra van szükségük, így szénhidrát tartalékuk az aszály utáni időszakra lecsökken, ami lassabb regenerációs sebességet eredményez (Michelot et al 2012). Olaszországi vizsgálatok szerint, a csertölgy a szárazsággal szembeni ellenállását a jól fejlett oldalgyökérzetének és a xilém hatékony vízszállításának köszönheti (Tognetti et al 2007), valamint vizsgálatuk is megerősíti az általunk is észlelt aszály utáni gyorsabb növekedés megindulást.

Az előbbieket támasztja alá Mészáros et al (2011) vizsgálata is, ahol idősebb cseres-tölgyes állományban a nedvzárlás és a törzsnövekedés mérése azt mutatta, hogy adott aszályperiódus alatt a csertölgynél jóval nagyobb (+38%) az átlagos nappali nedvzárlás és alacsonyabb (-42%) a törzsbéli vízdeficit értéke, mint a kocsánytalan tölgy esetén.



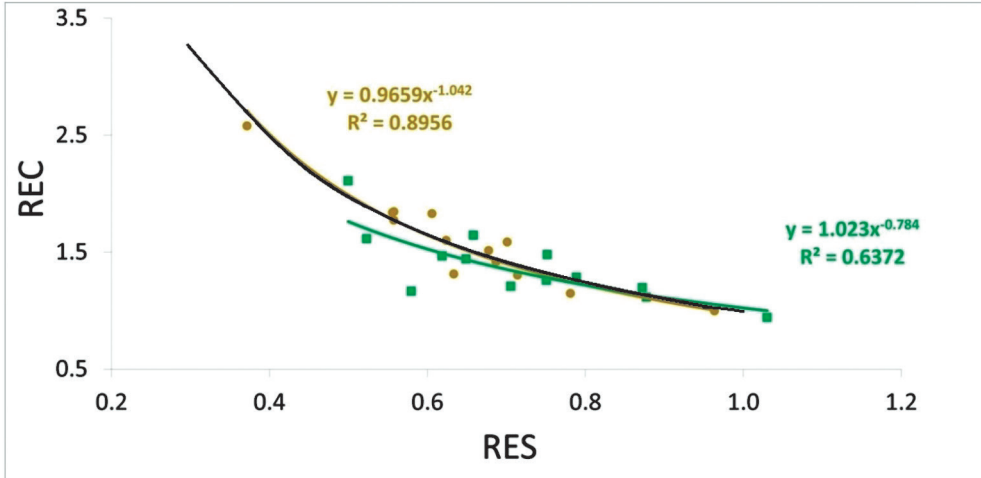
3. ábra: Lloret-féle mutatók értékei az összes aszályos időszakra ($n=13$) nézve (RES: ellenállás, REC: helyreállítás, RESI: rugalmasság. A körök a kiugró értékeket jelzik.)
 Figure 3: Graph of Lloret indices for all drought events ($n=13$, RES: resistance, REC: recovery, RESI: resilience. Circles denote the outliers.)

A fentebb említett ökofiziológiai tulajdonságok és az általunk mért évgyűrűszélességek alapján a csertölgy ellenálló képessége az aszályal szemben kedvezőbb, mint a kocsánytalan tölgnél, feltehetőleg a (rendelkezésre álló) talajnedvesség takarékosabb felhasználása miatt. Habár a vizsgált fajok fenotípusos plaszticitása és egyes környezeti tényezők meghatározó szereppel bírnak, mégis a somogyi régióban a két tölgyfaj vízfelhasználási stratégiája, valamint a (felső) talajréteg vízellátása hangsúlyosabb szerepet játszik a növekedés teljesítményében.

Ezenkívül azok a fajok, amelyek növekedésüket aszály esetén visszafogják, mint ahogy azt a csertölgy esetében tapasztaltuk, valószínűleg az erőforrásaikat inkább a gyökerek fejlesztésére fordítják, ezzel javítva a vízhez és a tápanyagokhoz való hozzáférést. Majd az aszály elmúltával, újra helyreállhat a megszokott hajtás és gyökér növekedés egyensúlya (McCarthy & Enquist 2007). Ezt a folyamatot figyelembe véve, a fák növekedésmenete nem tükrözi teljes mértékben az adott faegyed teljesítményét az aszály ideje alatt (Pretzsch et al 2012b). Habár a fiatalabb fák aszályreakciós válasza (RES, REC) kevésbé eltérő, mint az idősebb fáké (Candel-Pérez et al 2012), mégis vizsgálatunkban eltérő válaszreakciókat tapasztaltunk, így feltételezhető, hogy a stresszhatásra adott válaszreakció inkább fajspecifikusabb, mint korfüggő (Linares & Tiscar 2010). Noha eredményeink arra utalnak, hogy különböző vastagsági növekedés reakcióval bírnak a vizsgált tölgyfajok aszály esetén, mégis kizárólag ez alapján nehéz lenne egyértelműen kijelenteni, hogy melyik csoportba tartozik (izohidrikus – anizohidrikus) a két faj. Ha a TGR értékeket hasonlítjuk össze (mindhárom területre nézve), akkor a csertölgy esetében az érték magasabb volt (5,36), mint a kocsánytalan tölgyé (5,08), de a különbség nem szignifikáns ($t=0,47$, $p<0,05$). A regenerációs időszak hossza (az évek száma), szinte megegyezett (CS=21, KTT=22).

Ennek az a lehetséges magyarázata, hogy a két faj hasonlóan reagál a talajnedvesség csökkenésére a jobb termőhelyeken, viszont a kocsánytalan tölgy TGR és I_s arányának csökkenése nagyobb sebezhetőséget (azaz érzékenységet) jelez és ezáltal gyengébb növekedésbeli plaszticitást mutat az aszályokkal szemben. A teljes rugalmasság vonalát a helyreállítás, ellenállás és rugalmasság értékeinek segítségével számoltuk (4. ábra).

A tölgyfajok RES és REC értékeit vizsgálva, azt figyeltük meg, hogy az alacsonyabb ellenállási értékekhez a csertölgy esetén magasabb helyreállási érték párosult, szemben a kocsánytalan tölgygel, és szorosan követte a teljes ellenálló képesség vonalát (Schwarz et al 2020), ami arra utal, hogy a csertölgy jobb ellenálló képességgel bír az aszályokkal szemben (ANOVA $p < 0,01$).



4. ábra: A KTT (zöld téglalapok és vonal) és a CS (sárga körök és vonal) ellenállás és helyreállítás értékei közötti kapcsolatot összehasonlítja az ún. teljes rugalmasság vonalával (fekete vonal)

Figure 4: Comparison of the relationship between resistance and recovery values for KTT (green rectangles and line) and CS (yellow circles and line) to a hypothetical line of full resilience (black line)

ÖSSZEFOGLALÁS

Fiatalkocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) és csertölgy (*Quercus cerris* L.) állományok egyedeiből vett növedékcsoportok alapján vizsgáltuk aszályérzékenységet egy csapadékgradiens mentén. A viszonylag rövid évgűrű-kronológiák (20–31 év) ellenére több aszályos időszak is beazonosításra került, illetve ezek hatását értékeltük a két tölgyfaj vastagsági növekedésére. Vizsgálatunkból kiderült, hogy a nyári csapadékmennyiség a fő korlátozó tényező mindkét faj növekedésmentére, függetlenül a lokális klímaviszonyoktól. Az aszályos időszakokra adott válaszreakciójuk alapján azt figyeltük meg, hogy a két tölgyfaj stratégiája eltért egymástól. A csertölgy dinamikusabban reagált a rendelkezésre álló nedvességre, úgy, hogy aszály idején jelentősen csökkentette növekedését, ezáltal energiát tartalékolta a túléléshez és az aszály utáni újbóli növekedés elindításához. Ezzel szemben a kocsánytalan tölgy folyamatos növekedést mutatott az aszályok ideje alatt is, ezzel valószínűleg felhasználva tartalékainak nagy részét, és így az utána következő időszakban csak lassabb regenerációra volt képes. A kocsánytalan tölgy növekedése jelentősen csökkent az egyes vizsgálati helyszínek között, azaz a csapadékgradiens mentén, ezzel jelezve a faj gyengébb növekedési plaszticitását, a nedvesebb területek felől a kedvezőtlenebb termőhelyi állapotok felé haladva. Ennek következtében a kocsánytalan tölgy állományok egészségi állapota a jövőben akár jelentős mértékben is romolhat, szemben a csertölgy állományokkal, mivel előfordulhat, hogy az egymást követő aszályos időszakok között nem lesz képes megfelelő mértékben regenerálódni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a SEFAG Zrt. Iharosi, Szántódi és Zselici Erdészet munkatársainak a vizsgálataink során nyújtott segítséget. A talajelemzést ezúton is köszönjük az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézet és a SOE Erdészeti Tudományos Intézet laboratórium munkatársainak. Továbbá köszönjük Hirka Anikónak, hogy a biotikus károkkal kapcsolatban segítségünkre volt.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Árvai M., Morgós A. & Kern Z. 2018: Growth-climate relations and the enhancement of drought signals in Pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree-ring chronology in Eastern Hungary. *IForest* 11(2): 267–274. <https://doi.org/10.3832/for2348-011>
- Bunn A. G. 2008: A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia* 26(2): 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2008.01.002>
- Busotti F. & Pollastrini M. 2017: Traditional and novel indicators of climate change impacts on European forest trees. *Forests* 8(4): 137. <https://doi.org/10.3390/f8040137>
- Candel-Pérez D., Linares J.C., Vinegla B. & Lucas-Borja M.E. 2012: Assessing climate-growth relationships under contrasting stands of co-occurring Iberian pines along an altitudinal gradient. *Forest Ecology and Management* 274: 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.010>
- Cavin L. & Jump A.S. 2017: Highest drought sensitivity and lowest resistance to growth suppression are found in the range core of the tree *Fagus sylvatica* L. not the equatorial range edge. *Global Change Biology* 23(1): 362–379. <https://doi.org/10.1111/gcb.13366>
- Ciceu A., Popa I., Leca S., Pitar D., Chivulescu S. & Badea O. 2020: Climate change effects on tree growth from Romanian forest monitoring Level II plots. *Science of the Total Environment* 698: 134129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134129>
- Clark J.S., Iverson L., Woodall C.W., Allen C.D., Bell D. M., Bragg D. C., D'Amato A.W., Davis F.W., Hersh M.H., Ibañez I., Jackson S.T., Matthews S., Pederson N., Peters M., Schwartz M.W., Waring K.M. & Zimmermann N.E. 2016: The impacts of increasing drought on forest dynamics, structure, and biodiversity in the United States. *Global Change Biology* 22(7): 2329–2352. <https://doi.org/10.1111/gcb.13160>
- Cook R.D. & Weisberg S. 1982: Residuals and influence in regression. Chapman and Hall New York, 17–86.
- Cufar K., Grabner M., Morgós A., del Castillo E.M., Merela M. & de Luis M. 2014: Common climatic signals affecting oak tree-ring growth in SE Central Europe. *Trees* 28(5): 1267–1277. <https://doi.org/10.1007/s00468-013-0972-z>
- Csóka Gy. & Hirka A. 2009: A gyapjaslepke (*Lymantria dispar* L.) legutóbbi tömegszaporodása Magyarországon. *Növényvédelem* 45(4): 196–201.
- Führer E., Horváth L., Jagodics A., Machon A. & Szabados I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás* 115(3): 103–118.
- Gazol A., Camarero J. J., Anderegg W.R.L. & Vicente Serrano S.M. 2017: Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. *Global Ecology and Biogeography* 26(2): 166–176. <https://doi.org/10.1111/geb.12526>
- Granier A., Bréda N., Biron P. & Villette S. 1999: A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling* 116(2-3): 269–283. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(98\)00205-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(98)00205-1)
- Gulyás K., Móricz N., Rasztovis E., Horváth A., Balázs P. & Berki I. 2019: Accelerated height growth versus mortality of *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. in Hungary. *South-east European forestry* 10(1), 1–7. <https://doi.org/10.15177/seefor.19-01>
- Härdtle W., Niemeyer T., Assmann T., Auling A., Fichtner A., Lang A., Leuschner C., Neuwirth B., Pfister L., Quante M., Ries C., Schuldt A. & von Oheimb G. 2013: Climatic responses of tree-ring width and $\delta^{13}\text{C}$ signatures of ses-

- sile oak (*Quercus petraea* Liebl.) on soils with contrasting water supply. *Plant Ecology* 214(9): 1147–156. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0239-1>
- Hirka A. 2006: Várható erdőkárok 2006-ban. *Erdészeti Lapok* 141(4): 117–119.
- Hoffmann N., Schall P., Ammer C., Ledebauer B. & Vor T. 2018: Drought sensitivity and stem growth variation of nine alien and native tree species on a productive forest site in Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 256–257: 431–444. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.03.008>
- Holmes R.L. 1983: Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43: 69–78.
- IPCC 2018: Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. In Press
- Linares J.C. & Tiscar P.A. 2010: Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra subsp. salzmannii*. *Tree Physiology* 30(7): 795–806. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq052>
- Lloret F., Keeling E.G. & Sala A. 2011: Components of tree resilience: Effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos* 120(12): 1909–1920. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19372.x>
- Martínez-Vilalta J., Poyatos R., Aguadé D., Retana J. & Mencuccini M. 2014: A new look at water transport regulation in plants. *New Phytologist* 204(1): 105–115. <https://doi.org/10.1111/nph.12912>
- Mátyás Cs., Berki I., Bidló A., Csóka Gy., Czímber K., Fűhrer E., Gálós B., Gribovszki Z., Illés G., Hirka A. & Somogyi Z. 2018: Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests* 9: 489. <https://doi.org/10.3390/f9080489>
- McCarthy M.C. & Enquist B.J. 2007: Consistency between an allometric approach and optimal partitioning theory in global patterns of plant biomass allocation. *Functional Ecology* 21(4): 713–720. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01276.x>
- Mészáros I., Kanalas P., Fenyvesi A., Kis J., Nyitrai B., Szöllősi E., Oláh V., Demeter Z., Lakatos Á. & Ander I. 2011: Diurnal and seasonal changes in stem radius increment and sap flow density indicate different responses of two co-existing oak species to drought stress. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 7: 97–108.
- Mészáros I., Veres S., Szöllősi E., Koncz P., Kanalas, P. & Oláh V. 2008: Responses of some ecophysiological traits of Sessile oak (*Quercus petraea*) to drought stress and heat wave in growing season of 2003. *Acta Biologica Szegediensis* 52(1): 107–109.
- Michelot A., Simard S., Rathgeber C., Dufrêne E. & Damesin C. 2012: Comparing the intra-annual wood formation of three European species (*Fagus sylvatica*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris*) as related to leaf phenology and non-structural carbohydrate dynamics. *Tree Physiology* 32(8): 1033–1045. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps052>
- Mirfenderesgi G., Matheny A.M. & Bohrer G. 2019: Hydrodynamic trait coordination and cost–benefit trade-offs throughout the isohydric–anisohydric continuum in trees. *Ecohydrology* 12(1): e2041. <https://doi.org/10.1002/eco.2041>
- Misi D. & Náfrádi K. 2017: Growth response of Scots pine to changing climatic conditions of the last 100 years: a case study from Western Hungary. *Trees* 31(3): 919–928. <https://doi.org/10.1007/s00468-016-1517-z>
- Moreno A. & Hasenauer H. 2015: Spatial downscaling of European climate data. *International Journal of Climatology* 36(3): 1444–1458. <https://doi.org/10.1002/joc.4436>
- Móricz N., Garamszegi B., Rasztoivits E., Bidló A., Horváth A., Jagicza A., Illés G., Vekerdy Z., Somogyi Z. & Gálós B. 2018: Recent drought-induced vitality decline of Black Pine (*Pinus nigra* Arn.) in South-West Hungary – Is this drought-resistant species under threat by climate change? *Forests* 9: 414. <https://doi.org/10.3390/f9070414>
- Nardini A., Lo Gullo M.A. & Saelleo S. 1999: Competitive strategies for water availability in two Mediterranean *Quercus* species. *Plant, Cell & Environment* 22(1): 109–116. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00382.x>
- Peltier D.M.P., Fell M. & Ogle K. 2016: Legacy effects of drought in the southwestern United States: A multi-species synthesis. *Ecological Monographs* 86(3): 312–326. <https://doi.org/10.1002/ecm.1219>

- Pretzsch H., Schütze G. & Uhl E. 2012a: Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests: evidence of stress release by interspecific facilitation. *Plant Biology* 15(3): 483–495. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00670.x>
- Pretzsch H., Uhl E., Biber P., Schütze G. & Coates D. 2012b: Change of allometry between coarse root and shoot of Lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) along a stress gradient in the sub-boreal forest zone of British Columbia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27(6): 532–544. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.672583>
- Rasztovits E., Berk, I., Mátyás Cs., Czímber K., Pötzelsberger E. & Móricz N. 2014: The incorporation of extreme drought events improves models for beech persistence at its distribution limit. *Annals of Forest Science* 71: 201–210. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0346-0>
- Regent Instruments 2014: WinDENDRO for Tree-ring Analysis. Québec, Canada Inc.
- Rybniček M., Čermák P., Prokop O., Žid T., Trnka M. & Kolář T. 2016: Oak (*Quercus* spp.) response to climate differs more among sites than among species in central Czech Republic. *Dendrobiology* 75: 55–65. <https://doi.org/10.12657/denbio.075.006>
- Scharnweber T., Manthey M., Criegee C., Bauwe A., Schröder C. & Wilmking M. 2011: Drought matters – Declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. *Forest Ecology and Management* 262(6): 947–961. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.026>
- Schuld B., Buras A., Arend M., Vitasse Y., Beierkuhnlein C., Damm A., Gharun M., Grams T.E.E., Hauck M., Hajek P., Hartmann H., Hiltbrunner E., Hoch G., Holloway-Phillips M., Körner C., Larysch E., Lübke T., Nelson D.B., Rammig A., Rigling A., Rose L., Ruehr N.K., Schumann K., Weiser F., Werner C., Wohlgemuth T., Zang C.S. & Kahmen A. 2020: A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology* 45: 86–103. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- Schwarz J., Skiadaresis G., Kohler M., Kunz J., Schnabel F., Vitali V. & Bauhus J. 2020: Quantifying growth responses of trees to drought – a critique of commonly used resilience indices and recommendations for future studies. *Current Forestry Reports* 6(3): 185–200. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00119-2>
- Somogyi Z., Koltay A., Molnár T. & Móricz N. 2018: Forest health monitoring system in Hungary based on MODIS products. IX. Theory meets practice in GIS. 325–330. ISBN 978 963-318-723-4
- Spinoni J., Naumann G., Vogt J. & Barbosa P. 2015: European drought climatologies and trends based on a multi-indicator approach. *Global Planetary Change* 127: 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.01.012>
- Szalai S., Auer I., Hiebl J., Milkovich J., Radim T., Stepanek P., Zahradnick P., Bihari Z., Lakatos M., Szentimrey T., Limanowka D., Kilar P., Cheval S., Deak Gy., Mihic D., Antolovic I., Mihajlovic V., Nejedlik P., Stastny P., Mikulova K., Nabyvanets I., Skryk O., Krakovskaya S., Vogt J., Antofie T. & Spinoni J. 2013: Climate of the Greater Carpathian region. Final Technical Report. URL: www.carpatclim-eu.org.
- Thornthwaite C. 1948: An Approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review* 38(1): 55–94. <https://doi.org/10.2307/210739>
- Thurm E.A., Uhl E. & Pretzsch H. 2016: Mixture reduces climate sensitivity of Douglas-fir stem growth. *Forest Ecology and Management* 376: 205–220. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.020>
- Tognetti R., Raschi A., Béres C., Fenyvesi A. & Ridder H.W. 1996: Comparison of sap flow, cavitation and water status of *Quercus petraea* and *Quercus cerris* trees with special reference to computer tomography. *Plant, Cell and Environment* 19(8): 928–938. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1996.tb00457.x>
- Tognetti R., Cherubini P., Marchi S. & Raschi A. 2007: Leaf traits and tree rings suggest different water-use and carbon assimilation strategies by two co-occurring *Quercus* species in a Mediterranean mixed-forest stand in Tuscany, Italy. *Tree Physiology* 27(12): 1741–1751. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.12.1741>
- Vanhellemont M., Sousa-Silva R., Maes S.L., van den Bulcke J., Hertzog L., De Groot S.R.E., Van Acker J., Bonte D., Martel A., Lens L. & Verheyen K. 2019: Distinct growth responses to drought for oak and beech in temperate mixed forests. *Science of the Total Environment* 650(2): 3017–3026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.054>



- Vicente-Serrano S. M., Beguería S. & López-Moreno J.I. 2010: A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23(7): 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- Weber, P., Bugmann, H., Pluess, A.R., Walthert, L. & Rigling A. 2013: Drought response and changing mean sensitivity of European beech close to the dry distribution limit. *Trees: Structure and Function* 27(1): 171–181. <https://doi.org/10.1007/s00468-012-0786-4>
- Wigley T.M.L., Briffa K.R. & Jones P.D. 1984: On the average value of correlated time series, with applications in dendroclimatology and hydrometeorology. *Journal of Climate and Applied Meteorology* 23(2): 201–213. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1984\)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1984)023<0201:OTAVOC>2.0.CO;2)
- Zimmermann J., Hauck M., Dulamsuren C. & Leuschner C. 2015: Climate warming-related growth decline affects *Fagus sylvatica*, but not other broad-leaved tree species in Central European mixed forests. *Ecosystems* 18(4): 560–572. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9849-x>

Érkezett: 2021. október 11.

Közlésre elfogadva: 2021. november 24.

EGYES ERDŐGAZDÁLKODÁSI TEVÉKENYSÉGEK HATÁSA A MIRIGYES BÁLVÁNYFA (*AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL.) SWINGLE) TERJEDÉSÉRE MESZES HOMOKI TERMŐHELYEKEN

Erdélyi Arnold^{1,2}, Hartdégén Judit², Malatinszky Ákos¹ Lestyán Csaba János³
és Vadász Csaba⁴

¹Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

²Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület

³Erdészeti szakirányítás

⁴Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

Kivonat

Tanulmányunkban a mirigyes bálványfa előfordulási gyakoriságának és tömegességének változásait vizsgáltuk egyes fahasznalatokkal, illetve tuskópászták kialakításával érintett meszes homoki erdőállományokban (Felső-Kiskunság, Peszéri-erdő). Eredményeink alapján elmondható, hogy a gyéritések és tarvágások a faj magbankjának drasztikus mértékű aktiválódásához vezetnek. A fényellátottság hirtelen javulása, a talajbolygatás és a faanyagmozgatás egyéb hatásai miatt a vágások a faj felújulását és terjedését nagymértékben elősegítik. A kontroll állományokban mért spontán terjedéshez képest a fahasznalatokkal érintett területeken – egyik évről a másikra – a tömegességi mutatók akár két nagyságrenddel is nőhetnek, a korábbi szórványos előfordulást pedig az általános előfordulás válthatja fel. A mesterséges felújítások során kialakított tuskópásztákból a faj gyorsan terjedhet, a fiatal erdőállományokban rövid időn belül (jóval a véghasználat előtt) dominánssá válhat. A pásztákban a tuskókból és a gyökérdarabokból felsarjadó egyedek néhány éven belül már magot hozhatnak. Mindezek igazolása mellett a verticilliumos hervadás, mint hatékony biológiai védekezési lehetőség lokális vonatkozásairól is említést teszünk.

Kulcsszavak: mirigyes bálványfa, inváziós faj, erdészeti bolygatás, fahasználat, tuskópásztá, verticilliumos hervadás

IMPACTS OF DIFFERENT SILVICULTURAL PRACTICES ON THE SPREAD OF TREE OF HEAVEN (*AILANTHUS ALTISSIMA* (MILL.) SWINGLE) IN CALCAREOUS SAND FORESTS

Abstract

We examined the changes in the prevalence and abundance of Tree of Heaven in several forest stands in the Peszéri-erdő (Central Hungary), where logging activities were carried out or previously stump deposits were made. According to our results, selective thinning and clear-cutting can have a significant effect on the activation of the seed bank of Tree of Heaven. Due to the abrupt growth of light availability, the soil disturbance and the other effects of log transport, the forest

management activities may result in a reforestation, where the Tree of Heaven becomes dominant. In comparison to the spontaneous spread measured in control stands, forest management activities resulted even in a hundred times higher growth in both the prevalences and abundances of Tree of Heaven from one year to another. In the surveyed artificial reforestations, the stump deposits proved to be the main objects where this species can regenerate from. It can resprout from its stumps and root remnants as well, then propagate within a few years and invade the intact, young stands. In addition – based on our local observations –, we also highlight the verticillium wilt as a control possibility against the Tree of Heaven.

Keywords: Tree of Heaven, invasive tree species, anthropogenic forest disturbances, logging, stump deposit, verticillium wilt

BEVEZETÉS

A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) nemcsak hazánkban, de globális léptékben is a legjelentősebb természetvédelmi és gazdasági károkat okozó inváziós fajok közé tartozik. 2019-ben felkerült az Európai Unió inváziós listájára is (Európai Parlament és Tanács 1143/2014/EU rendelete (2014. október 22.) az idegenhonos inváziós fajok betelepítésének vagy behurcolásának és terjedésének megelőzéséről és kezeléséről). Nemzetközi és hazai szakirodalma ennél fogva jelentősnek mondható. Magyarországi elterjedését illetve elterjesztését legrészletesebben Korda (2018) irodalmi feltárása mutatja be. A fajaj tulajdonságairól bővebben pl. Udvardy (2004), Udvardy & Zagyvai (2012) írásaiban olvashatunk. A visszaszorítására irányuló hazai törekvéseket és tapasztalatokat Csizsár & Korda (2017) szerkesztésében megjelent munka foglalja össze. Ugyanakkor viszonylag kevés tudományos alaposággal elemzett és szaklapokban publikált ismeretanyag áll rendelkezésünkre a bálványfa terjedése és az egyes erdészeti beavatkozások közötti összefüggésekről.

A Bács-Kiskun megye északi részén, Kunpeszér település közigazgatási határain belül helyet foglaló Peszéri-erdő a mai napig magas természetvédelmi értéket képvisel. Az erdőssztyepp-erdő maradványokban gazdag területet azonban az inváziós fajok nagyban veszélyeztetik. A bálványfa mellett jelentős a nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), a kései meggy (*Padus serotina*) és a zöld juhar (*Acer negundo*) térfoglalása is. 2017 őszén az Európai Unió Life Nature alapjának támogatásával elindult az OAKEYLIFE projekt, amelynek egyik fő célkitűzése a területre nehezedő inváziós nyomás mérséklése, illetve egyes kiemelt helyszíneken megszüntetése. Az alapállapotok rögzítése hazánkban egyedülálló módon valósult meg. Az erdőrészetek, illetve egyéb részletek (kb. 900 ha) inváziós fajokra vonatkozó felmérését ugyanis nem mintavételezéssel, hanem teljes területi lefedettségben valósítottuk meg. A beavatkozások sikerességét ezt követően újrafelmérésekkel értékeljük (bővebben: www.oakeylife.hu).

A bálványfa helyi elterjedésének történetét archív üzemtervi és recens adatok, valamint a területet régóta ismerőkkel folytatott beszélgetéseink alapján egy korábbi tanulmányunkban tártuk fel (Erdélyi et al 2019). Eredményeink alapján elmondható, hogy a fajaj első adatai a Peszéri-erdő 1937-es alapítású kísérleti erdőrészletéhez köthetők (Kolossváry 1961). Faragó (1964) is ennek szomszédságában jelzi, továbbá a leírás alapján valószínűsíthető, hogy a fajaj csak az 1930-as évek végén érkezhetett a területre. Az összegyűjtött adatok azonban egyértelműen alátámasztják, hogy a bálványfa csak az ezredforduló körül „robbanhatott be”. Jelenleg a teljes területen általánosan előfordul, és az erdőrészetek mintegy negyedében tömegesnek mondható. Magától értetődik tehát a kérdés, hogy az exponenciális ütemű terjedés kizárólag a fajaj tulajdonságainak és a terület termőhelyi adottságainak köszönhető, vagy pedig egyes erdőgazdálkodási tevékenységek is döntő szerepet játszhatnak a tapasztalt változásokban?

Az ültetvényszerű erdőgazdálkodás (pontosabban az elsősorban idegenhonos fajok mesterségesen létrehozott (vagy felújított), sematikus szerkezetű állományaira alapozó gazdálkodás) a Peszéri-erdőben már a 19. század közepén megjelent, de csak a 20. század elejétől kezdett meghatározóvá válni.

Az 1960-as évektől a gépi erő alkalmazásának elterjedésével kialakultak az erdő művelésének mai napig érvényes alapvetései, technológia-sorozatai. A mesterséges felújításoknál az ültetéseket tuskózás és teljes talajelőkészítés előzi meg. A művelet technológiai háttere széles körben kutatott, s folyamatos fejlesztésekkel jellemezhető. A kiforgatott vagy kiemelt, majd pásztaiba (más néven prizmaiba vagy sorokba) halmozott tuskókhoz köthető későbbi folyamatokról azonban csak sporadikus, s általában tapasztalati alapú információk állnak rendelkezésre. Ismeretes, hogy a bálványfa (és más gyökérsarjképző fajok) a tuskópásztaiban újra hajthat. Ennél fogva a tuskópászta a mesterséges felújítással létrehozott erdőállomány esetében egy potenciális propagulumforrásként funkcionálhat. Fontos továbbá megemlíteni, hogy a tuskópászta általában nemcsak a famaradványokból állnak, hanem az összetolás során a feltalaj és a talajfelszín feletti biomassa egy része is ezekbe kerül. A csíráképes magok döntő többsége pontosan e két rétegben található. A Peszéri-erdő tuskópásztaiban fejlődött bálványfáknál jellemzően a sarj eredetet látjuk, ugyanakkor a mag eredetet sem tudjuk mindig kizárni. Adott esetekben előfordul, hogy a fehér akác, a szürke nyár, esetleg cserjék válnak uralkodóvá a pásztaikon, de a bálványfa jellemzően sokkal gyakrabban és nagyobb eréllyel teszi ezt. Jelenlegi ismereteink szerint az első tuskópásztaikat az 1960-as évek közepén alakították ki a Peszéri-erdőben. A teljes talajelőkészítés során az adott területen található magbank a mélyebb talajrétegekbe kerül, így semlegesíthető. Ugyanakkor, ha a műveleteket a lehető legnagyobb alaposággal hajtják is végre (nincs csírázás), de tuskópásztaik kerülnek kialakításra, a bálványfa gyors visszatelepülésének lehetősége továbbra is fennáll. Azonban ezekről, a bálványfa terjedését alapvetően befolyásoló folyamatokról kvantitatív, ok-okozati összefüggésekre irányuló vizsgálati eredmények nem érhetők el a szakirodalomban.

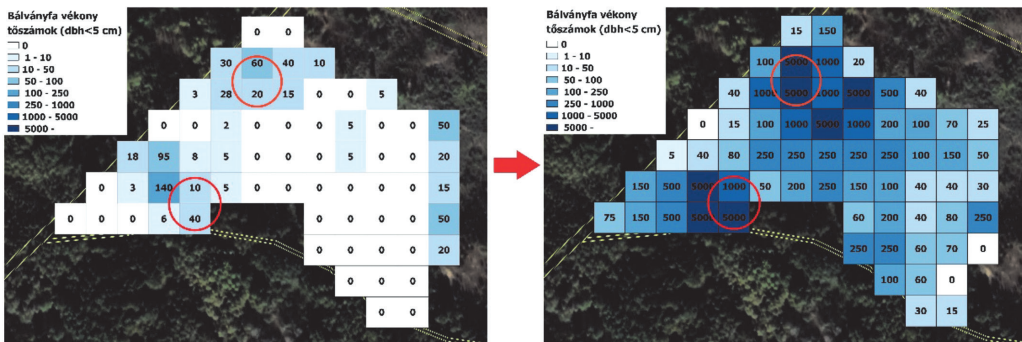
A fajairól közismert, hogy az árnyékolást nehezen viseli (pl. Faragó 1964, Gencsi & Vancsura 1992, Zagyvai 2006). Sokszor megfigyelhető, hogy zártabb erdők esetében a szegélyekben (leggyakrabban feltáró utak, nyiladékok mentén), esetlegesen egyéb záródáshiányos részekben (pl. természetes lékekben) mutatja a legnagyobb tömegességet. Egy fahasználat ugyanakkor az érintett terület egészén jelentős mértékben változtatja meg a záródásviszonyokat. Ennek következtében a talajfelszín illetve az újulati szint fényellátottsága nagymértékben nőhet, ami a fényigényes bálványfa számára kedvezőbb körülményeket teremthet. Ebből a szempontból (is) a tarvágás nevezhető a leginkább drasztikusnak, de az előhasználatok (gyéritések) elvégzését követően is több évig fennáll a záródáshiányos állapot. Másfelől a fahasználatok nagymértékű talajbolygatással is járnak – különös tekintettel a gépi közelítésekre. A fent leírt bolygatástípusok és a bálványfa terjedése közötti kapcsolatra már több tanulmány rámutatott (pl. Kota et al 2007, Radtke et al 2013, Rebbeck et al 2017).

Célkitűzések

1. Kiemelt célunk volt értékelni egyes fahasználatoknak (a homoki termőhelyeken folyó erdőgazdálkodásra jellemző módon: a törzskiválasztó gyérités illetve a tarvágás) a bálványfa előfordulási gyakoriságára és tömegességére gyakorolt hatását
2. Célunk volt az egykor teljes talajelőkészítést követően mesterségesen felújított, de újabb véghasználatlaltal még nem érintett, tuskópásztaikat tartalmazó erdőállományokban a bálványfa előfordulási gyakoriságát és tömegességét jellemezni az állománykor függvényében
3. További célunk volt a bálványfa tuskópásztaikról történő terjedésének finomléptékű jellemzése a tőszámok és a pásztaiktól vett távolság függvényében

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az 1. és 2. célkitűzésekre irányuló vizsgálataink során az egyes erdőrészeket vagy részterületek teljes lefedettségben kerültek felmérésre. A vizsgálati területre előzetesen egy rácsháló készült, amely 25x25 méter oldalhosszúságú négyzetekre bontja azt. Az így kapott kvadrátok képezték az alapállapot-felmérés és az újra-felmérések területi egységeit (azért nem mintavételi egységként kezeljük ezeket a terület egységeket, mert nem mintavételen alapuló, hanem teljes területen megvalósuló adatgyűjtést végeztünk). A bálványfa esetében két átmérőosztály szerint, 5 cm-es mellmagassági átmérő ($d_{1,3}$) felett, illetve alatt külön-külön számoltuk illetve becsültük a tőszámokat. A $d_{1,3} > 5$ cm kategóriába sorolhatók azok a mag-, illetve sarjeredetű egyedek, amelyek túlnyomó többsége már magtermő korú (legalábbis a nőivarúak), vagy hamarosan magtermővé érhet, továbbá a nagyobb laterális gyökérzet miatt valószínűleg jóval nagyobb erélyű gyökérsarjképzésre is képes. A $d_{1,3} < 5$ cm kategóriába tartoznak azok az egyedek, amelyek túléltek a magonc kort, életképesek és ennél fogva potenciálisan anyafákká fejlődhetnek. Az elsősorban gyakorlati megfontolások miatt kialakított 5 cm-es határérték természetesen egy önkényes szám, mert nem alkalmazható minden faegyedre, mivel a magtermő képességet számos tényező befolyásolhatja. Azonban – terepi tapasztalataink és a gyűjtött adatok alapján – úgy gondoljuk, hogy jó közelítést ad a magtermő képességet, ennek megfelelően a környező területekre irányuló propagulumnyomást illetően.



1. ábra: A mirigyes bálványfa $d_{1,3} < 5$ cm tőszám értékei a részterületes tarvágás előtt (bal oldalon) és 2 év eltelte után (jobb oldalon) a sarjzatott szürke nyáras állományban. Piros kör: $d_{1,3} > 5$ cm tövek gócpontja (potenciális magforrás).

Kunpeszér 3 E erdőrészlet

Figure 1: Numbers of $d_{1,3} < 5$ cm stems of Tree of Heaven before clear-cut (left side) and 2 years after it (right side) in the sprouted grey poplar stand. Red circle: centre of $d_{1,3} > 5$ cm stems (potential seed source). Stand ID: Kunpeszér 3 E

Az 1. célkitűzésre vonatkozó alapállapot felméréseket az itt vizsgált 7 erdőrészletben illetve részterületen a nyugalmi időszakokban, összesen 17,7 hektáron végeztük a 2017-2018-as illetve a 2018-2019-es nyugalmi időszakokban. Az újra-felméréseket a beavatkozást (tarvágás vagy törzskiválasztó gyérités) követő egy vagy két vegetációs periódus után a 2019-2020-as nyugalmi időszakban végeztük el. Terepi felméréseinkkel az erdőgazdálkodó által megvalósított, erdőterv szerinti beavatkozásokat követtük le. Fontos megemlíteni, hogy a tarvágások esetében az újra-felméréseket csak azokon a területeken végeztük el, ahol az állomány felújítása sarjzatattal történt. Az összehasonlítások elsősorban a $d_{1,3} < 5$ cm átmérőosztályra vonatkoznak, mert az egyes fahasználatoknál a bálványfa jellemzően töelválasztásra kerül. Ugyanakkor az újra-felmérések során, illetve az alapállapotban rögzített tőszámok összehasonlításánál természetesen figyelembe vettük a nagyobb átmérőosztályt is (potenciális magforrás). Az előfordulási gyakoriságokban bekövetkező változást százalékos, a tőszámokat az alapállapot és az újra-felmérések esetében is becsült minimum értékekkel tüntettük fel.

A tőszámokat a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében 1 hektárra kifejezve adtuk meg. A vizsgálatot az 1. ábra segítségével mutatjuk be színskála kiegészítéssel. A vizsgálat kontrollterületeit a Peszéri-erdő erdőállományai közül véletlenszerűen kiválasztott, hasonló termőhelyi feltételekkel jellemezhető, fahasználattal vagy más erdészeti beavatkozással legalább 5 éve nem érintett 5 erdőrésztlet vagy részterület, összesen 8,4 hektár kiterjedésben adta. Azért ilyen viszonylag nagy számú és kiterjedésű kontrollterület került kijelölésre, hogy a bálványfa – fahasználattól független – spontán terjedésének variabilitását is jellemezni tudjuk. Az érintett erdőrésztletek legfontosabb üzemtervi adatait az 1. táblázatban foglaljuk össze. A faállomány típusát és a termőhelytípus-változatot tájékoztatási célból szerepeltetjük, mivel a vizsgálatba vont erdőrésztletek száma nem teszi lehetővé ezek differenciális hatásainak vizsgálatát a bálványfa terjedésére vonatkozóan. Fontos továbbá megemlíteni, hogy az általunk vizsgált állományok mindegyikét sűrű, közel zárt cserjeszint jellemezte. Az egyes erdőrésztletekben, a bálványfa előfordulási gyakoriságában, illetve tőszámában bekövetkezett változások értékeléséhez Wilcoxon-féle páros próbát használtunk. A próba elvégezhetőségének nem feltétele a normális eloszlás.

1. táblázat: A vizsgálatokban szereplő erdőrésztletek főbb üzemtervi adatai az Országos Erdőállomány Adattár alapján. Faállomány típus: A: fehér akác; HNY: hazai nyár (a Peszéri-erdőben jellemzően szürke nyár); F: fenyő (a Peszéri-erdőben erdei és fekete fenyő); EL: egyéb lomb elegy; NNY: nemes nyár fajták; KST: kocsányos tölgy. Termőhelytípus-változat: ESZTY: erdőssztyepp klíma; TVFLN: többletvízhatástól független; IDŐSZ: időszakos vízhatású (a Peszéri-erdőben megkérdőjelezhető); HH: humuszos homok talaj; SE: sekély termőréteg; KMÉ: közepes mélységű termőréteg; H: fizikai talajféleség homok

Table 1: Main data of the examined stands from the National Forestry Database

Erdőrésztlet azonosító	Érintett terület (ha)/ teljes terület (ha)	Állománykor (év)	Faállomány típus	Termőhelytípus-változat	Természetesség
<i>1. célkitűzésben vizsgált erdőrésztletek</i>					
Kunpeszér 3 E	4,1/8	37	A-HNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 4 G	5,9/5,9	35	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 6 B	2,3/2,3	55	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 8 C	1/2,9	53	HNY-F	ESZTY-IDŐSZ-HH-SE-H	Származék erdő
Kunpeszér10 C	2,4/2,4	40	HNY-EL	ESZTY-IDŐSZ-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér11 B	1,2/2,2	16	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér14 A2	2,7/3,6	37	A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 23 D	1,9/1,9	22	NNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 23 E	0,6/0,6	22	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 26 1	1,7/1,7	18	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 27 B	1,7/1,7	30	A-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér 27 E	0,6/7,2	27	HNY-A	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Átmeneti erdő
<i>2.-3. célkitűzésben vizsgált erdőrésztletek</i>					
Kunpeszér 5 D	2,4/2,4	5	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Származék erdő
Kunpeszér 7 K	0,8/0,8	5	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 9 B	1,8/1,8	4	HNY-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér11 F	0,8/0,8	16	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér11 J	2,2/2,2	14	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Átmeneti erdő
Kunpeszér11 L	1,3/1,3	17	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér14 B	1,9/1,9	26	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér19 B	6,7/6,7	7	HNY	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 20 D	4,5/4,5	26	HNY-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 20 J	1,6/1,6	7	HNY>NNY	ESZTY-TVFLN-HH-SE-H	Származék erdő
Kunpeszér 25 C	1,9/2,7	4	HNY-KST	ESZTY-IDŐSZ-HH-KMÉ-H	Származék erdő
Kunpeszér 26 B	3,2/12	4	HNY-A	ESZTY-IDŐSZ-HH-KMÉ-H	Kultúrerdő
Kunpeszér 27 F	1/1	22	NNY-EL	ESZTY-TVFLN-HH-KMÉ-H	Faültetvény

A 2. célkitűzés esetében a Peszéri-erdőben található teljes talajelőkészítést követően mesterségesen felújított, de véghasználatlaltal még nem érintett, tuskópásztákat tartalmazó erdőállományok közül azokat választottuk ki, ahol biztosan tudtuk, hogy a korábbi állományban a bálványfa előfordult és a felméréskor a tuskópásztákon megtalálható volt. A vizsgált erdőrészeket, illetve részterületeket koruk szerint rendeztük. Főfafajuk nagyrészt szürke nyár, kisebb részt nemes nyárak. Összterületük 30,1 ha. Az érintett erdőrészek főbb üzemtervi adatait az 1. táblázat tartalmazza. A bálványfa tömegességi viszonyait az előfordulási gyakoriság és a tőszámok együttes figyelembevételével értékeltük. A tőszám értékeket 1 hektárra vonatkozóan adtuk meg.

1. sáv	tuskópásztá											5 m
2. sáv	pásztaláb - 5 m											5 m
3. sáv	5 - 10 m											5 m
		10 m	10 m	10 m	10 m	10 m	10 m	10 m	10 m	10 m	10 m	

2. ábra: A mirigyes bálványfa tuskópásztákról történő terjedésének vizsgálati elrendezése

Figure 2: The set-up of the field survey to examine the spreading of Tree of Heaven from stump deposits

A 3. célkitűzés esetében a tuskópásztákról történő terjedés vizsgálatát mintavétellel végeztük egy 7 éves és egy 26 éves, egymással szomszédos helyzetű szürke nyáras mesterséges erdőfelújításban (Kunpeszér 20 J és Kunpeszér 20 D). A vizsgált tuskópásztákat és a csatlakozó állományrészeket három sávra, a sávokat pedig 10 méter hosszúságú és 5 méter szélességű szakaszokra osztottuk. A három sáv a következőket jelentette: 1) a pásztá (némielg változó szélességű, de átlagosan 5 méter széles) sávja; 2) a pásztalábtól 5 méter szélességben futó sáv; 3) a pásztalábtól 5 méteres távolságra kezdődő, 5 méter széles sáv (2. ábra). Mindegyik sávból 10-10 szakaszt mértünk fel, ami sávonként 500 m² felmérését jelentette. A fiatal állomány esetében egy pásztát és annak mindkét oldalát, míg a fiatal-középkorú állomány esetében három pásztát és 1-1 oldalukat vizsgáltuk. A bálványfa tőszám értékeinek rögzítésénél továbbá elkülönítettük a $d_{1,3} > 10$ cm töveket. A $d_{1,3} < 5$ cm átmérőszálynál a 250-es és 500-as becslült értékek minimum tőszámoknak tekintendők. Az eredményeket a tőszámokon keresztül mutatjuk be, azonban a könnyebb érzékelhetőség miatt színskálát is alkalmaztunk.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Fahasználatok

A rögzített alapállapotokhoz képest minden általunk vizsgált, fahasználatlaltal érintett területen a bálványfa előfordulási gyakorisága szignifikánsan nőtt ($W=42$, $p=0.02966$), tőszámaiban pedig szintén szignifikáns növekedés következett be ($W=42$, $p=0,02895$). A kontroll állományokban a bálványfa előfordulási gyakorisága szignifikánsan nem nőtt ($W=14$, $p=0.8413$), illetve a tőszámok általában csak kisebb, összességében nem szignifikáns mértékben emelkedtek ($W=14$, $p=0,4020$) (2. táblázat, példa: 1. ábra). További elemzésekről lásd Erdélyi et al 2021.

Az egyes fahasználatoknak – mind az előhasználatoknak, mind a véghasználatoknak – tehát egyértelműen pozitív hatása van a faj terjedésére nézve. Az esetek között azonban érdekes különbségek adódtak. A nagyszámú $d_{1,3} > 5$ cm egyedek tartalmazó állományoknál előfordult olyan, ahol a tarvágás, illetve gyérités utáni tőszámnövekedés „pusztán” néhányszörös. Ugyanakkor a $d_{1,3} > 5$ cm egyedeket nagyon alacsony számban tartalmazó erdőrészeknél is láthatunk olyat, hogy a bálványfa tőszámában bekövetkezett növekedés két nagyságrendre tehető.

2. táblázat: Az egyes fahasználatok hatása a mirigyes bálványfára
 Table 2: Effects of certain harvest treatments on the Tree of Heaven

Erdőrészlet azonosító	Fahasználat	$d_{1,3} > 5$ cm tőszám/ha	Előfordulási gyakoriság (%) (előtte)	Előfordulási gyakoriság (%) (utána)	$d_{1,3} < 5$ cm tőszám / ha (előtte)	$d_{1,3} < 5$ cm tőszám / ha (utána)	$d_{1,3} < 5$ cm tőszám növekedés
Kunpeszér 3 E	Tarvágás	50	59	97	175	12 000	68,5x
Kunpeszér 4 G	Tarvágás	110	77	99	1600	4 000	2,5x
Kunpeszér 8 C	Tarvágás	250	100	100	5000	42 000	8,4x
Kunpeszér14 A	Tarvágás	3	17	98	15	4 000	266,6x
Kunpeszér 26 1	Gyérítés	9	59	69	80	265	3,3x
Kunpeszér 27 B	Gyérítés	3	54	82	60	235	3,9x
Kunpeszér 27 E	Gyérítés	64	30	100	200	38 500	192,5x
Kunpeszér 6 B	Kontroll	127	98	100	1700	1 200	0,7x
Kunpeszér11 B	Kontroll	157	87	100	2800	6 000	2,1x
Kunpeszér10 C	Kontroll	40	44	65	320	330	1x
Kunpeszér 23 D	Kontroll	7	62	50	510	1 100	2,1x
Kunpeszér 23 E	Kontroll	28	84	92	1500	5 000	3,3x

A tarvágással érintett területeken a $d_{1,3} > 5$ cm átmérőosztályba tartozó tövek száma értelemszerűen nullára csökken, ami a maggal történő propagulumnyomás időszakos megszűnését jelenti. Azonban ez a jelenség – figyelembe véve a vékonyabb tövek számának drasztikus növekedését – csak néhány évig tart, amely időszakot követően a propagulumnyomás a fahasználatot megelőző időszakhoz képest előre láthatólag többszörösére fog nőni.

A területen történő tarvágásokban a nagyobb törzsek vonszolása, adott (bár ritkán előforduló) esetekben irányított döntése (húzása) és más jellegű faanyagmozgatások döntően gépi erővel (jellemzően traktor) történnek. A laza homoktalajok esetében még a kíméletes közelítést biztosító eszközök alkalmazása mellett is jelentős talajbolygatás a vágásterület teljes területét érinti. A gyérítéseknél azonban a faanyagot kézi erővel viszik ki és rakják fel kiskocsira, amit a nehézgép keskeny közelítő nyomon vontat ki a rakodóig. A tarvágások és gyérítések következtében a fényellátottság nagymértékben javul, azonban ez nem csak a faállomány teljes vagy részbeni eltűnésére vezethető vissza. A Peszéri-erdő erdőállományait általában közel zárt és meglehetősen sűrű cserjeszint jellemzi. A fahasználatok során a cserjeegyedek azonban többségükben töelválasztásra kerülnek. A lombszintek és különösen a cserjeszint záródásában bekövetkező csökkenés tehát együttesen járul hozzá a bálványfa számára kedvezőbb feltételek kialakulásához – a talajbolygatások mellett.

A döntések és faanyagmozgatások során a fafaj lependék termései az anyafáktól messze elkerülhetnek. Ezt alapesetben a szél általi terjesztésre adaptálódott terméstípus biztosítja, de a fahasználatok folyamán a magok számos egyéb úton (pl. a kerékbe ragadt sárban vagy a vágástéri hulladék között) is új területekre juthatnak. A vágásterületeken a fafaj tőszámaiban bekövetkező nagyságrendi növekedést döntő többségben a mag eredetű egyedek adják. Ezt a kisméretű egyedek kihúzásával rendszeresen teszteltük. Fontos megemlíteni, hogy – saját, egyelőre nem publikált tapasztalataink alapján – a bálványfa magoncok nagyobb része az első vegetációs periódus során természetes úton elpusztul. Azonban mi a felmérések során az első, vagy második vegetációs periódus utáni, életképes egyedeket vettük csak számba. Ez a terepen jól látható, még az elfagyással érintett egyedek esetében is (a talajfelszín feletti közvetlen hajtásrész kérge ép, nem „hámlik”, továbbá élénkebb, szalmasárga színű, mint a felette elfagyott rész). A bálványfa fagyérzékenységeről az elmúlt bő két évszázad során sokan írtak (in Korda 2018). A magonc fázist túlélt egyedeknél gyakran megfigyelhető

a hajtásvégek elfagyása, azonban ez nem feltétlenül jelenti azok pusztulását is. A következő vegetációs periódusban ugyanis vagy közvetlenül az elhalt hajtásrész alól, vagy a gyökfőről újra sarjadnak. Továbbá megfigyeltük, hogy már 1 éves korában is képes gyökérsarjat hozni. A Kunpeszér 3 E és 4 G erdőrészek esetében két, egymást követő újra-felmérést is elvégeztünk. Minden nyugalmi időszakban jól látható volt egyes új tövek elfagyása, majd a vegetációs periódusban való újra sarjadása. Ezt a tőszám értékek is alátámasztják, mert nem csökkenést, hanem kismértékű emelkedést mutattak.

A tarvágással érintett erdőrészek közül csak a Kunpeszér 4 G erdőrészletben nem nőttek meg nagyságrendekkel a tőszámok – annak ellenére sem, hogy a vastagabb tövek száma nagy volt. Ennek oka komplex, azonban a négy sarjaztatással felújított erdőrészlet közül egyértelműen itt volt a legsikeresebb a szürke nyár és a fehér akác felújítása illetve a legnagyobb erélyű a cserjék felsarjadása. A tarvágást követő első vegetációs periódus végére már sűrű, 2-3 m magas fiatalos alakult ki. A bálványfa kiugróan magas tőszámokkal csak a záródáshiányos részeken és a szegélyeken fordult elő. A tapasztaltak (részben) megint csak a fafaj fényigényességére vezethetők vissza. Azt azonban itt is el lehet mondani, hogy a következő vágásfordulóig a magtermő egyedek száma, illetve ennek megfelelően a propagulumnyomás itt is várhatóan nagyobb lesz, mint a tarvágás előtti időpontban.

Az előbb említett terület ellenpéldájának a Kunpeszér 14 A erdőrészlet mondható. Ebben alig volt jelen a fafaj, míg a fahasználatok után általánosan elterjedté vált. Az ok valószínűleg itt is összetett, de fontos szerepet játszhatott az, hogy a szomszédos erdőrészek határán számos magtermő egyed sorakozott és a közelítő nyom is részben itt futott. A magok többsége (gyakran egyben az egész magcsozor) általában az anyafa körül hullik le, így a faanyagmozgatás során nagy számban kerülhetnek be a vágásterületre. Másfelől az elmúlt évek alatt kívülről érkező, de még nyugvó lependékek is csírázásnak indulhattak a záródáshiány kialakulása miatt.

A szomszéd terület szerepének fontosságára világít rá a Kunpeszér 26 I és 27 B erdőrészlet is. Ezekben alacsony volt a $d_{1,3} > 5$ cm kategóriához tartozó tőszám és csak néhányszoros növekedés volt tapasztalható a gyérítések után. A környező területekről azonban gyakorlatilag hiányoztak a magtermő faegyedek.

Tuskópászták

Eredményeink alapján a bálványfa a tuskópasztás mesterséges erdőfelújítások teljes területén nagyon gyorsan megjelenhet és akár néhány éven belül tömegessé válhat (3. táblázat). Az általunk vizsgált összes, 10 évnél idősebb erdőállományban nagy tőszámokkal volt jelen, de a fiatalabb erdőállományokban is előfordult a bálványfa tömeges jelenléte.

Terepi tapasztalataink szerint a tömeges előfordulás azonban nemcsak a pászták területére korlátozódhat. Gyakran előfordul, hogy a mesterséges felújítás kivitelezése során az egyes pászták mellett, vagy az állományszegélyeknél üres tér marad. Ennek elsősorban gyakorlati okai vannak (pl. közelítő út gépi ápolásokhoz, nehézgép fordulását biztosító területrészek). A faállománnyal nem borított, üres tereket a versenytársak hiánya, illetve a nagy fényellátottság miatt a fafaj gyorsan kihasználja. A fiatal állományokban a tőszámok kiugró értékei – az egyes pásztaszakaszok mellett – jellemzően ezekhez köthetők. Eddigi tapasztalataink szerint a pásztán és a pászták közvetlen szomszédságában található gócpontok leginkább sarj eredetűek. A tuskópásztákból fejlődő nagyszámú sarj mellett azonban megjelenhetnek mag eredetű egyedek is. Az anyafák viszont nemcsak a szomszédos állományokban keresendők, hanem már néhány év elteltével magukon a tuskópásztákon is. A felmért állományokban a kívülről vagy a tuskópásztákról származó mag eredetű egyedek arányát nem lehet biztosan megállapítani.

Az általunk vizsgált fiatal és középkorú állományokban rögzített bálványfa tőszám értékek (4-5. táblázat) jól rávilágítanak a tuskópaszták nagy jelentőségére a terjedés kiindulási helyét tekintve. Az $5 \text{ cm} < d_{1,3} < 10 \text{ cm}$

és a $d_{1,3} > 10$ cm átmérőosztályokban a legnagyobb tőszámok az esetek döntő többségében a pásztaéhoz köthetők. A fiatal állományban még csak az $5 \text{ cm} < d_{1,3} < 10$ cm átmérőosztály van jelen, és az ebbe tartozó faegyedek szinte kizárólag a pásztaán található. Az idősebb állományban azonban ez a kategória már általában közvetlenül a pászta mellett, ritkábban a pásztaától 5-10 méteres távolságban található szakaszokban is magas értékeket mutat. A $d_{1,3} < 5$ cm átmérőosztály tőszámai esetében sokkal nagyobb értékeket láthatunk a pászta mellett, illetve a pásztaától távolabb eső sávban is. A $d_{1,3} < 5$ cm átmérőosztályba tartozó egyedek száma továbbá pozitívan korrelál a pásztaán található magasabb átmérőosztályok tőszámaival. A gyűjtött adatok tehát a fafaj pásztaáról az állományba történő betérését alátámasztják. Ez részben minden bizonyos sarjóról történik, azonban a pásztaán felnövő sarjak már korán magot is hozhatnak, ami viszont nagyobb távolságra is kerülhet. A pászta mellett, illetve a pásztaától távolabb eső sáv között a $d_{1,3} < 5$ cm átmérőosztály tőszámai között valószínűsíthetően emiatt nincs érdemi különbség. További elemzésekért lásd Erdélyi et al 2021.

3. táblázat: A mirigyes bálványfa tőszám értékei tuskópászta, mesterségesen felújított állományokban az állománykor függvényében
Table 3: Number of stems of Tree of Heaven in artificially reforested stands with stump deposits regarding to their age

Erdőrézlet azonosító	Állománykor (év)	Előfordulási gyakoriság (%)	$d_{1,3} > 5$ cm tőszám/ha	$d_{1,3} < 5$ cm tőszám/ha
Kunpeszér 9 B	4	90	7	2300
Kunpeszér25 C	4	63	0	100
Kunpeszér26 B	4	67	0	228
Kunpeszér5 D	5	87	28	700
Kunpeszér 7 K	5	100	53	2000
Kunpeszér19 B	7	66	3	270
Kunpeszér20J	7	88	168	4250
Kunpeszér11 J	14	94	250	2000
Kunpeszér11 F	16	90	530	11 700
Kunpeszér11 L	17	90	523	6500
Kunpeszér27 F	22	87	93	2700
Kunpeszér14 B	26	73	155	2000
Kunpeszér 20 D	26	100	331	8100

4. táblázat: A mirigyes bálványfa tőszám értékei a tuskópásztaon és a csatlakozó állományrészekben, 26 éves szürke nyáras mesterséges erdőfelújításban (Kunpeszér 20 D erdőrézlet). A tőszám értékek a három átmérőosztály szerint rendezettek
Table 4: Number of stems of Tree of Heaven on stump deposits and in the adjoining stands, in a 26 year old grey poplar artificial reforestation (stand ID: Kunpeszér 20 D). Stem numbers are organized in three diameter classes

$d_{1,3} > 10$ cm	1. minta (tőszámok)										2. minta (tőszámok)										3. minta (tőszámok)									
Tuskópászta	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	1	1	2	0	1	1	2	3	2	3	3	4	12	6	7	2	2	3	6	2
0-5 méter	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	2	3	0	1	3	0	0	0	1	2	2
5-10 méter	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
$10 \text{ cm} > d_{1,3} > 5 \text{ cm}$	1. minta (tőszámok)										2. minta (tőszámok)										3. minta (tőszámok)									
Tuskópászta	1	10	7	6	1	2	1	5	3	13	8	3	6	3	11	11	5	12	15	23	6	16	17	16	13	7	8	14	12	13
0-5 méter	0	2	0	1	0	0	2	0	0	1	2	3	1	2	2	2	1	3	8	15	3	4	0	3	2	3	3	3	2	4
5-10 méter	3	3	3	1	0	0	1	0	0	0	2	5	1	1	0	3	1	6	8	3	0	2	0	0	0	5	0	2	2	2
$d_{1,3} < 5 \text{ cm}$	1. minta (tőszámok)										2. minta (tőszámok)										3. minta (tőszámok)									
Tuskópászta	1	25	90	80	50	30	25	100	30	40	150	100	150	250	150	250	100	100	250	250	100	250	250	250	250	250	250	250	100	250
0-5 méter	2	30	80	45	20	2	25	65	20	10	200	250	200	100	80	100	100	120	100	250	60	120	100	80	70	50	100	100	80	250
5-10 méter	15	50	130	45	8	10	25	45	20	20	220	150	230	100	130	150	120	150	220	250	120	125	130	100	125	160	150	85	140	230

5. táblázat: A mirigyos bálványfa tőszám értékei a tuskópásztákon és a csatlakozó állományrészekben, 7 éves szürke nyáras mesterséges erdőfelújításban (Kunpeszér 20 J erdőrészlet). A tőszámértékek a két átmérőosztály szerint rendezettek

Table 5: Number of stems of Tree of Heaven on stump deposits and in the adjoining stands, in a 7 year old grey poplar artificial reforestation (stand ID: Kunpeszér 20 J). Stem numbers are organized in two diameter classes

$10\text{ cm} > d_{1,3} > 5\text{ cm}$	1. minta (tőszámok)									2. minta (tőszámok)										
Tuskópásztá	11	8	10	9	10	10	8	5	4	4	11	8	10	9	10	10	8	5	4	4
0-5 méter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
5-10 méter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

$d_{1,3} < 5\text{ cm}$	1. minta (tőszámok)									2. minta (tőszámok)										
Tuskópásztá	80	120	50	45	50	15	16	20	15	20	80	120	50	45	50	15	16	20	15	20
0-5 méter	8	30	10	14	8	1	5	16	6	8	10	11	6	2	1	2	0	2	1	1
5-10 méter	18	19	23	12	11	5	4	12	14	11	30	9	5	3	0	3	1	3	2	3

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A Peszéri-erdőben az általunk vizsgált erdőrészletekben a fahasználatok a bálványfa terjedésére pozitív hatással vannak, amit kvantitatív alapokon igazoltunk. Amennyiben a magtermő egyedek nem kerülnek időben eltávolításra, az egyes vágások a bálványfa felújulását és terjedését nagymértékben elősegítik. Fontos megemlíteni, hogy volt olyan vizsgált erdőrészlet, amelyben a téli tarvágást közvetlenül megelőző vegetációs periódusban a magtermő egyedek előlérsre kerültek, de ezzel együtt is nagyságrendi tőszámemelkedés következett be az alapállapot felmérésben rögzített adatokhoz képest. Ez a tőszámnövekedés a talajban/talajfelszínen található, a magbankot képező, előző évekből származó magokból fejlődő egyedekre vezethető vissza. Javaslatunk szerint jóval a fahasználat előtt szükséges a magtermő egyedek előlését végrehajtani. Rebbeck & Jolliff (2018) ezt az időszakot (amíg a bálványfa magjai életképesek maradnak) 6 évben határozza meg, saját helyi tapasztalataink szerint már (2)-3 év alatt is töredékére csökken a csíráképes bálványfa magok száma a magbankban.

Az inváziós fafajok visszaszorítására tett törekvések esetében figyelmet kell fordítani a hatályos erdőtvényben és végrehajtási rendeleteiben szereplő megkötésekre illetve lehetőségekre is. Ezek közül kiemelendő az éves erdőgazdálkodási tevékenység gyakorlása, 41 § (3) c) pont, ami szerint a természetes, természetszerű és származék természetességi alapelvárású erdőkben az „intenzíven terjedő fafajok” eltávolítása nincs erdőtervi fahasználati előíráshoz kötve. Ez azt jelenti, hogy az inváziós faegyedek eltávolítása (lehetőség szerint előzetes előlés után) tulajdonképpen bármikor végezhető – egyéb termelés bejelentését követően. Fontos megemlíteni a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódú erdők esetén a fakitermelés szabályai, 47 § (2) c) pontot is, amely szerint fakitermelés az intenzíven terjedő fafajokra végezhető. Végül a felső három természetességi alapelvárású, természetvédelmi és / vagy Natura 2000 rendeltetésű erdők esetén az erdő egyes rendeltetéséhez, közérdekű funkciójához kapcsolódó különös erdőgazdálkodási szabályok, 27§ (1) c) illetve 28 § (1) c) pontját is érdemes figyelembe venni. Eszerint – többek között – az erdőnevelések tervezése és végrehajtása során fokozott figyelemmel kell lenni az intenzíven terjedő fa- és cserjefajok visszaszorítására. Az említett jogszabályokat figyelembe véve a bálványfa (és más inváziós fafajok) terjedésének megakadályozása vagy lassítása érdekében érdemes megfontolni a következőket:

- A nevelővágások (akár teljes) elhagyása, ha az a fahozamra (mennyiségi és minőségi szempontból) nincs érdemi hatással, jellemzően a gyenge fatermőképességű állományok esetében
- A nevelővágások több ütemben történő végrehajtása, ami biztosíthatja a többszöri visszatérést: első alkalommal csak az inváziós fafajok szelektív visszaszorítása, a következő alkalommal a tényleges tervezett vágások kivitelezése. Ez azonban a fakitermelés többletköltségei miatt csak akkor lehet gazdaságilag racionális döntés, amennyiben figyelembe vesszük a bálványfa (és más inváziós fafajok) terjedésére visszavezethető jövőbeli többletköltségeket

- A nevelővágások során az őshonos cserjeszint lehetőség szerinti megkímélése (a közelítőnyomhálózat kivételével a lehető legtöbb területrészen).

A tuskópászták kialakítása az előzetesen bálványfát is tartalmazó állományok felújítása során deterrisztikusan kialakuló terjedési gócpontokat hoz létre, és a faj gyors visszaterjedését eredményezi. A Peszéri-erdőt veszélyeztető nyugati ostorfa, kései meggy és zöld juhar esetében is elmondható ugyanez, csak lokálisan kisebb jelentőséggel. A tuskók és gyökérmaradványok aprítása, majd elszállítása hosszabb távon valószínűleg költséghatékonyabb lehet, mint a bálványfa visszaszorítását szolgáló rendszeres beavatkozások. Javaslatunk szerint érdemes a jövőben elsősorban a felvevő ágazatokat (pl. bioetanol-, mulcs-, papírgyártás, biomassza-erőmű) támogatni és fejleszteni, illetve alaposabb piackutatásokat végezni.

Terepi megfigyeléseink alapján fontosnak tartjuk megemlíteni, hogy a mesterséges erdőfelújítások ápolásai során a bálványfa és más inváziós fajok egyedei gyakran megmaradnak a sorokban. Ennek egyik lehetséges oka az, hogy a munkát végzők nem ismerik fel magabiztosan a növényeket. Ennél fogva érdemes lehet több időt fordítani a kézi ápolásokat végzők oktatására és ellenőrzésére is.

Gazdasági és/ vagy természetvédelmi értéket hordozó erdőkben a bálványfa visszaszorítása csak szelektív vegyszeres módszerekkel hatékony. Egybefüggő állományait viszont – gazdasági szempontokból is – érdemesebb minél hamarabb véghasználni, majd más fajokkal mesterségesen felújítani. Mindkét megoldás illetve ezek kombinációja azonban már kis területeken is jelentős költségekkel járhat, így alkalmazásuk a jövőben valószínűleg csak egyes kiemelt projekthelyszíneken valósulhat meg. Fontos azonban kihangsúlyozni, hogy a mirigyes bálványfa elsősorban rövidtávon jelent kiemelkedő problémát, mert a magbankja viszonylag hamar kimerül. Emellett, a hazánkban szintén gyakori zoochor terjesztésű inváziós fajokhoz – pl. a nyugati ostorfához és a kései meggyhez – képest nagy távolságokra csak nehezen tud eljutni. A Peszéri-erdőben az OAKEYLIFE projekt keretein belül zajló visszaszorítási törekvéseknek köszönhetően a bálványfa már tíz hektáros léptékben került eltávolításra olyan erdőállományokban, amelyekben korábban tömeges volt. A propagulumnyomás megszüntetésével, majd az (elhagyhatatlan) utókezelések kivitelezésével a faj viszonylag gyorsan, néhány év alatt eredményesen visszaszorítható egy adott területen. Ehhez azonban szükséges követni azokat a technológiai előírásokat, amelyek a hatékony irtásra vonatkoznak, továbbá érdemes nagyobb figyelmet fordítani a részben általunk is tárgyaltakra az erdőgazdálkodási tevékenységek tervezése és végrehajtása során.

Végül fontos kitérni arra is, hogy az elmúlt évek kutatásai egy új, biológiai megoldást körvonalaznak, ami a publikus információk szerint sokkal hatékonyabb, illetve költséghatékonyabb lehet, mint az eddig alkalmazott módszerek. A bálványfa verticilliumos hervadására és a patogén természetvédelmi illetve gazdasági gyakorlatba való integrálására egyre nagyobb hangsúly helyeződik (lásd. pl. Kasson et al 2014, Lorenzini 2016, Maschek & Halmschlager 2018, Pisuttu et al 2020). A faj – gyakran látványos – pusztulását a Peszéri-erdőben 2018-2019-ben közel 30 helyszínen rögzítettük. A KEFAG Zrt. által kezdeményezett és a NAIK által kivitelezett vizsgálatok pedig megerősítették, hogy a bálványfa egyedek elhalását a verticilliumos hervadás okozza (Lakatos et al 2020). A jelen tanulmányunkban szereplő erdőrészeket közül egyedül a Kunpeszér 6 B (kontroll) erdőrészletben volt tapasztalható tőszámcsökkenés (lásd. 2. táblázat). Az itt található bálványfás foltok egy részénél egyértelműen látszott az egyedek teljes pusztulása, vagy folyamatban levő lombszáradása mind a lombkorona-, mind pedig az újulati szintben. A Peszéri-erdőben tett megfigyeléseink szerint a patogén a bálványfa eradikációjára valószínűleg nem képes, ugyanakkor jelentős mértékben csökkentheti a propagulumnyomást és az újulat vitalitását, vagyis lassíthatja, adott esetben megfékezheti a faj terjedését.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A vizsgálatok az OAKEYLIFE projekt és a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Környezettudományi Doktori Iskola programja keretén belül, továbbá az Innovációs és Technológiai Minisztérium Kooperatív Doktori Program Doktori Hallgatói Ösztöndíj Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készültek.

Köszönettel tartozunk a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságnak, a KEFAG Kiskunsági Erdészeti és Faipari Zrt.-nek és a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesületnek a szakmai támogatásért. Külön köszönet illeti továbbá dr. Andrési Dánielt, Pongrácz Józsefet, Molnár Ábel Pétert, Mizsei Edvárdot, Kozma Botondot és Németh Imre bácsit a konzultációkért. Köszönjük továbbá a két anonim bíráló építő megjegyzéseit, javaslatait.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Csiszár Á. & Korda M. (eds) 2017: *Özönnyövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. 2. kiadás.* Rosalia kézikönyvek 3. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest
- Erdélyi A., Hartdégén J., Molnár Á.P. & Vadász Cs. 2019: A mirigyos bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill) Swingle) finomléptékű elterjedésének vizsgálata archív és recens adatok alapján a Pészéri-erdőben. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 75–84.
- Erdélyi A., Hartdégén J., Malatinszky Á. & Vadász Cs. 2021: Silvicultural practices as main drivers of the spread of Tree of Heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). The 1st International Electronic Conference on Biological Diversity, Ecology and Evolution, Proceedings 68. <https://doi.org/10.3390/BDEE2021-09467>
- Faragó S. 1964: A bálványfa. In: Lengyel Gy. (ed): *Erdészeti Kutatások* 60: 87–110.
- Gencsi L. & Vancsura R. 1992: *Dendrológia.* Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Kasson M.T., Short D.P.G., O'Neal E.S., Subbarao K.V., & Davis D.D. 2014: Comparative pathogenicity, biocontrol efficacy, and multilocus sequence typing of *Verticillium nonalfalfae* from the invasive *Ailanthus altissima* and other hosts. *Phytopathology* 104(3): 282–292. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-06-13-0148-R>
- Kolossváry Sz. 1961: Adatok a kerekgyházai homokfásító kísérleti erdészet történetéből. In: Keresztesi B. és Kolossváryné Perényi M. (eds): *Erdészeti Kutatások* 57: 241–273.
- Korda M. 2018: A Magyarországon inváziós növényfajok elterjedésének és elterjesztésének története I. In: Bartha D. (ed): *Tilia* vol. XIX.. Sopron, Soproni Egyetem EMK Növénytani Tanszék, 111–194.
- Kota N.L., Landenberger R.E. & McGraw J.B. 2007: Germination and early growth of *Ailanthus* and tulip poplar in three levels of forest disturbance. *Biological Invasions* 9: 197–211. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9026-4>
- Lakatos T., Kovács Cs., Tóth T., Andrési D. & Bárány G. 2020: A bálványfa *verticilliumos* hervadása. *Erdészeti Lapok* 155(4): 113–114.
- Lorenzini, G. 2016: Will a fungus save us from the *Ailanthus* invasion? *Italian Journal of Mycology* 45(1): 13–18. <https://doi.org/10.6092/issn.2531-7342/6151>
- Maschek O. & Halmeschlager E. 2018: Effects of *Verticillium nonalfalfae* on *Ailanthus altissima* and associated indigenous and invasive tree species in eastern Austria. *European Journal of Forest Research* 137: 197–209. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1099-y>
- Pisuttu C., Marchica A., Bernardi R., Calzone A., Cotrozzi L., Nali C., Pellegrini E. & Lorenzini G. 2020: *Verticillium* wilt of *Ailanthus altissima* in Italy caused by *V. dahliae*: new outbreaks from Tuscany. *iForest* 13: 238-245. <https://doi.org/10.3832/ifor3238-013>
- Radtke A., Ambraß S., Zerbe S., Tonon G., Fontana V. & Ammer C. 2013: Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 291: 308–317. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.022>

- Rebeck J., Hutchinson T., Iverson L., Yaussy D. & Fox T. 2017: Distribution and demographics of *Ailanthus altissima* in an oak forest landscape managed with timber harvesting and prescribed fire. *Forest Ecology and Management* 401: 233–241. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.050>
- Rebeck J. & Jolliff J. 2018: How long do seeds of the invasive tree *Ailanthus altissima* remain viable? *Forest Ecology and Management* 429: 175–179. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.001>.
- Udvardy L. 2004: Bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). In: Mihály B. & Botta-Dukát Z. (eds): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 143–160.
- Udvardy L. & Zagyvai G. 2012: Mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). In: Csiszár Á. (ed): *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 13–16.
- Zagyvai G. 2006: Fás szárú növények gyökérsarjképzése. *Erdészeti Lapok* 141(9): 277–279.

Érkezett: 2021. január 20.

Közlésre elfogadva: 2021. március 21.



Parti szőlő (*Vitis vulpina*)

A filoxéra 19. század végi pusztításának ellensúlyozására rezisztens amerikai szőlőfajok alanyként való alkalmazását kezdték meg. Ezek egyike a parti szőlő, mely a kultúrából „kiszabadulva” az ár- és hullámtereiink erdeiben esetenként megdöbbentő tömegben képes elszaporodni. Tömeges jelenléte mellett a természetes felújulásra remény sincs, de a mesterséges felújítások is csak intenzív ápolás mellett fejezhetők be. Természetvédelmi szempontból jelenléte ugyancsak káros, állományaiiban csaknem teljesen monodominánssá válik, őshonos fajokat alig tűr meg maga mellett. Visszaszorításának hosszú távon hatékony módszere még nincs kidolgozva.

Fotó és szöveg: Korda Márton (SOE EMK)

KÜLÖNBÖZŐ ERDÉSZETI BEAVATKOZÁSOK HATÁSA EGY PILISI GYERTYÁNOS-TÖLGYES ALJNÖVÉNYZETÉRE

Horváth Csenge Veronika^{1,2}, Tinya Flóra¹, Kovács Bence¹ és Ódor Péter¹

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola

Kivonat

Erdőökológiai kísérletünkben a vágásos és az örökerdő gazdálkodásban alkalmazott erdészeti beavatkozások aljnövényzetre gyakorolt kezdeti hatásait vizsgáltuk egy korábban vágásos üzemmódban művelt, egykorú gyertyános-kocsánytalan tölgyesben. A kísérletben kisméretű vágásterületeket, hagyásfacsoportokat, bontóvágással kezelt területeket, lékeket és kontrollként idős, záródott állományokat hasonlítottunk össze az aljnövényzet fajszáma, borítása és kompozíciója, valamint négy növényi funkciós csoport összegzett borítása szerint. Kimutattuk, hogy a beavatkozások utáni negyedik évre a fajszám és a borítás leginkább a vágásterületeken és lékekben nőtt meg, míg növekedésük a bontásokban közepes, a hagyásfacsoportokban mérsékelt volt. A kompozíció a vágásterületeken jelentősen átalakult; bennük főleg nem-erdei lágyszárúak, míg a lékekben inkább fény- és nedvesséigényes erdei fajok nyertek teret. A növényzet erdei jellegének megőrzése mellett a fás szárú magoncok borításnövekedése is a lékekben és bontásokban volt a legnagyobb. Eredményeink alapján arra következtetünk, hogy a folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodás természetvédelmi és faanyagtermelési szempontból is kedvező lehet.

Kulcsszavak: Pilis Üzemmód Kísérlet, lágyszárú szint, lék, bontóvágás, tarvágás, hagyásfacsoport

THE EFFECT OF DIFFERENT FORESTRY TREATMENTS ON THE UNDERSTORY VEGETATION OF A SESSILE OAK–HORNBEAM FOREST

Abstract

In the framework of a multitaxon forest ecological experiment, we compared the effects of different treatments of rotation and selection silvicultural systems on the understory vegetation of a sessile oak–hornbeam forest stand. The five treatments were: clear-cutting, keeping a retention tree group in the clear-cut, preparation cutting, gap-cutting, and closed mature stands were used as control. We compared species richness, total cover and composition of the understory vegetation, and cover of four plant functional groups in the second and fourth year after the interventions across the treatments. Species richness and total cover increased the most until the fourth year in clear-cuts and gaps, moderately in preparation cuts and the least in retention tree groups. Species composition changed the most in clear-cuts: here the cover of non-forest herbs increased, while species typical of woodlands could prevail in gaps. Gaps and preparation cuts provided the most favourable conditions for forest herbs and for the cover increase of woody saplings, supporting that harvesting methods sustaining continuous forest cover could possibly integrate both conservation and timber production aims.

Keywords: Pilis Forestry Systems, forest management, herbaceous layer, gap, clear-cut, retention tree group

BEVEZETÉS

Közép-Európában és hazánkban az erdőgazdálkodás az elmúlt másfél-két évszázadban elsősorban vágásos üzemmódban történt, amely az értékes fafajok felújulását, a tervezhető, koncentrált termelést és a gazdálkodás tartamosságát biztosította, azonban homogén kor- és állományszerkezetű erdőket hozott létre és tart fenn (Farrell 2000, Tímár 2016). Az életközösségek számára a vágásos erdőgazdálkodásra jellemző véghasználatok ökológiai szempontból rendszeres, nagy erélyű, viszonylag rövid visszatérési idővel jelentkező és csekély térbeli változatosságú bolygatást jelentenek (Angelstam 2003). A mérsékelt övi erdők természetes dinamikájában ugyanakkor a véghasználatokhoz hasonló, nagy területeken az egész faállományt letaroló természetes bolygatások ritkák (Nagel et al 2017). Fontos szerepe van azonban a faegyedek vagy kisebb facsoportok pusztulásával járó, kis térléptékű bolygatásoknak, melyek a lombzatban nyitott lécek révén teret adnak a fás szárú újulat növekedésének, változatos koreloszlást, és vertikálisan és horizontálisan is heterogén faállomány-szerkezetet alakítva ki (Runkle 1985, Angelstam 2003, Kenderes et al 2008, Kenderes et al 2009, Nagel et al 2017). Az erdőgazdálkodás a faállomány-szerkezetre, valamint annak termőhelyre, mikroklimára és ezzel az élőlények számára elérhető források mennyiségére és eloszlására gyakorolt hatásán keresztül közvetetten a teljes erdei életközösséget befolyásolja (Aussenac 2000, de Groot et al 2016). Ahhoz, hogy az erdei ökoszisztémák természetessége és stabilitása, és így a hozzájuk kötődő számos ökoszisztéma-szolgáltatás a társadalom számára hosszútávon biztosítható legyen, minél inkább természetközeli erdőgazdálkodási módszerek alkalmazására lenne szükség (Standovář 2013). A folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodási módok fontos célja a természetközeli, térben mozaikos erdőszerkezet kialakítása és fenntartása, amelynek egyik elsődleges eszköze a faegyedek vagy kisebb facsoportok szintjén megvalósított fahasználat (Pommerening & Murphy 2004, Csépanyi 2017). Az utóbbi évtizedben a folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodási módok minél széleskörűbb alkalmazása ezért hazánkban is stratégiai céllá vált, és a jelenleg alkalmazott erdőgazdálkodási üzemmódok közül az örökerdő (korábbi nevén száraló) üzemmód keretében valósul meg (Evt. 2009, Nemzeti Erdőstratégia 2016). A vágásos üzemmód számára alternatívát jelentő örökerdő üzemmódra való áttérést pedig az átmeneti (korábbi nevén átalakító) üzemmód segíti, melyben a vágásoshoz képest folyamatosabb erdőborítás fenntartása és az állományokon belüli szerkezeti változatosság növelése a cél (Evt. 2009).

Magyarországon természetközeli erdőtársulásaink közül jelenleg a legnagyobb kiterjedéssel a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek rendelkeznek (Böloni et al 2011). Hazánkban kezdetben elsősorban bükkösökben kutatták mesterséges, illetve természetes lécek ökológiai hatásait (Gálhidy et al 2006, Kelemen et al 2012, Mihók et al 2007). A gazdasági, természetvédelmi és társadalmi szempontból egyaránt meghatározó szerepű tölgy uralta állományokban a kutatások csak később kezdődtek meg (Tobisch 2009, Csiszár et al 2013, Csicsek & Cseke 2017, Kollár 2017). Kocsányos és kocsánytalan tölgyek (*Quercus robur* L. és *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) által dominált erdeinkben a folyamatos erdőborítást fenntartó gazdálkodás központi kihívása a tölgy csemeték fényigényének kielégítése (Csépanyi 2008, Csiszár 2013). Tapasztalatok szerint azonban ezekben az erdőkben is sikeres lehet a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás lékvágásokkal, ha a lécek mérete, alakja és kialakítása illeszkedik a tölgy újulat fényigényéhez (Szalacsi et al 2015, Mölder et al 2019). Emellett a léknyitások teret engednek a gazdaságilag szintén értékes, természetvédelmi szempontból is támogatandó elegyfajok nagyobb érvényre jutásának is (Csépanyi 2017).

Erdőökológiai kísérletünk célja a vágásos üzemmóddhoz tartozó beavatkozások (tarvágás, hagyásfacsoport kialakítása, egyenletes ernyős bontóvágás) és az örökerdő üzemmód eszköztárhoz sorolható lékkialakítások ökológiai szempontú összehasonlítása. A kísérlet a Pilisi Parkerdő Zrt-vel együttműködésben egy gyertyános-kocsánytalan tölgyesben, Pilisszántó határában, a Hosszú-hegyen folyik. A terület természetvédelmi oltalom alatt áll, az állományban a faanyagtermelés korábban vágásos üzemmód keretében, a véghasználat és az erdőfelújítás pedig természetes mageredetű újulatot felhasználó fokozatos felújítógátással valósult meg. Az Ökológiai Kutatóközpont által vezetett vizsgálat keretein belül a kísérleti fahasználatok erdei mikroklimára,

talajjellemzőkre és az erdei életközösségre gyakorolt hatásait kutatjuk. A tanulmányozott élőlénycsoportok között szerepelnek futóbogarak, pókok, kétszárnyúak, valamint a lebontó folyamatokban fontos szerepet játszó talajlakó televényféreg és ugróvillás közösségek. Emellett vizsgáljuk az erdei aljnövényzet és a fás szárú újulat beavatkozásokra adott válaszát, valamint a kezelésekkel összefüggésben az újulat regenerációját érintő vadhatást is. A projekt általános céljait és eredményeit az Erdészeti Lapokban részletesen is tárgyaltuk (Ódor et al 2020). A kísérlet bemutatása és az eddigi eredmények Sass et al (2020) magyar nyelvű tanulmányában, Elek et al (2018), Boros et al (2019), Kovács et al (2018 és 2020), és Tinya et al (2019 és 2020) angol nyelvű, nemzetközi szakfolyóiratokban publikált közleményeiben, valamint a honlapunkon (<https://www.piliskiserlet.ecolres.hu/>) olvashatók.

A jelen közleményben bemutatott részvizsgálat célja a kísérlet keretein belül a fahasználatok aljnövényzet-re gyakorolt rövidtávú hatásainak térben finom felbontású feltárása volt. Ehhez a beavatkozások utáni második és negyedik években kapott növényzeti válaszokat elemeztük.

Kérdéseink a következők voltak:

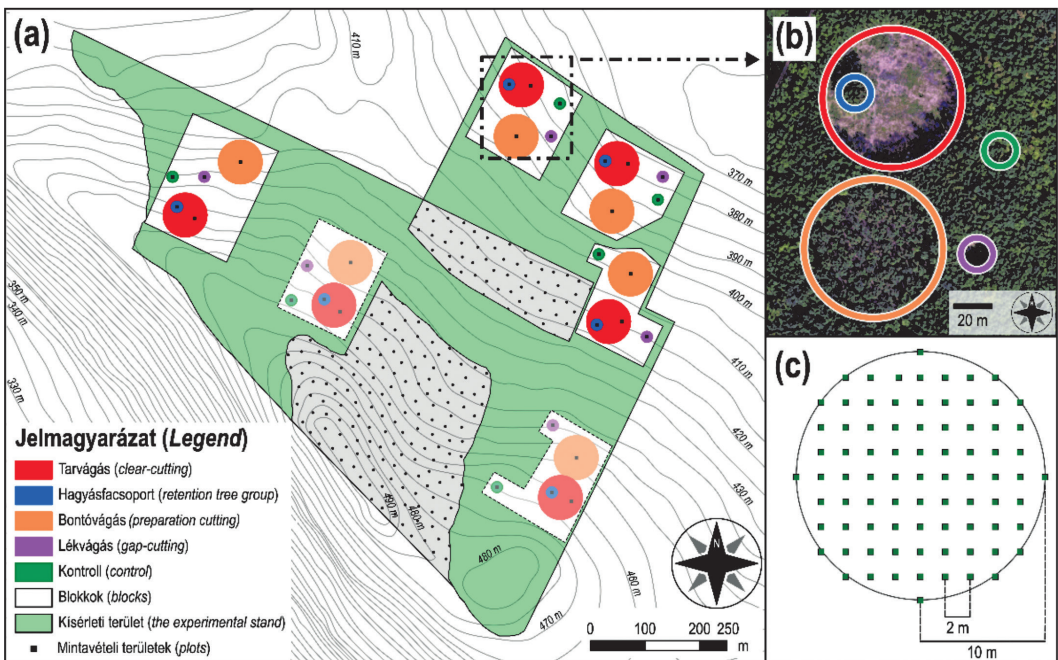
1. Hogyan alakult az egyes kezelésekben az aljnövényzet fajszáma és tömegessége a beavatkozások utáni második és negyedik évben?
2. Milyen eltérések jelentkeztek az aljnövényzet kompozíciójában? Mely fajok mutattak preferenciát az egyes kezelésekhez?
3. Milyen eltérések voltak a kezelésekre adott válaszokban különböző növényi funkciós csoportok között?

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Pilis Üzem mód kísérletet a Pilis-hegységben, Pilisszántó határában található Hosszú-hegyen, egy gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományban alakítottuk ki (47°40'25" N, 18°54'29" E, Pilisszántó 21/A, 24/C és 25/B erdőrészetek). A kísérleti terület északi-északkeleti kitettségű lejtőn (lejtőszög: 7,0–10,6°), 370–470 m tengerszint feletti magasságban található. Az éves átlaghőmérséklet 9,0–9,5 °C, az átlagos éves csapadékmennyiség 650 mm. Az Országos Meteorológiai Szolgálat adatai alapján a vizsgálat időtartama alatt (2014–2018 között) a területen átlagosan 638 ± 93 mm volt az éves csapadékösszeg, amely a vizsgálati évek között nem különbözött szignifikánsan. Az alapkőzet Dachsteini mészkő, oligocén homokkő és lösz alkotják (Dövényi 2010). A terület alsó részén mélyebb, agyagbemosódásos barna erdőtalajok, a felsőn sekélyebb, barna rendzinák találhatóak, a feltalaj pH-ja enyhén savas ($4,6 \pm 0,2$) (részletesebben ld. Kovács et al. 2018 elektronikus mellékletét). Kísérleti területként olyan, a gazdasági művelés alatt álló gyertyános-kocsánytalan tölgyeseket jól reprezentáló idős, záródott állományt választottunk, amelyben az örökzöld gazdálkodásra váltás az erdőgazdálkodó részéről a vágásos erdőgazdálkodással szemben alternatívaként ténylegesen felmerül. A területen korábban alkalmazott fokozatos felújítógazdálkodás révén a faállomány szerkezetileg, valamint korát és fajösszetételét tekintve is homogén, a beavatkozások időpontjában 80 éves volt. Az állomány kétszintes, a felső lombkoronaszintben a kocsánytalan tölgy (*Q. petraea*), az alsóban a gyertyán (*Carpinus betulus* L.) domináns, ritka elegyfajként a virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.), a bükk (*Fagus sylvatica* L.), a cser-tölgy (*Quercus cerris* L.) és a madárcseresznye (*Cerasus avium* L.) is előfordulnak. A lombkorona záródottsága a beavatkozások előtt kb. 90%-os volt. A gyér cserjeszintet főleg a gyertyán és a virágos kőris újulata alkotta. A gyepszint általános és üde erdei fajokat tartalmazott, melyek közül domináns a bükkös sás (*Carex pilosa* Scop.) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora* L.) voltak. Az aljnövényzet borítása a beavatkozások előtt átlagosan 40%-os volt (Aszalós et al. személyes közlés).

A kísérleti fahasználatokat 2015 telén, teljes blokk elrendezésben valósítottuk meg: ötféle mintaterületet kialakítva, hat ismétlésben (1.a és 1.b. ábrák). Minden blokkban létrehoztunk tarvágással egy vágásterületet (a szélső fák tőtávolsága között 80 m átmérőjű kör, kb. 0,5 ha), az összes, a felső és alsó lombszintbe, valamint a

cserjeszintbe tartozó fásszárú egyed eltávolításával. A kis térléptékű tarvágások alkalmazásával célunk kettős volt: egyrészt a tarvágások, mint a lehetséges fahasználatok skálájának erdei környezetre leginkább szélsőséges hatású beavatkozások megjelenítése a kísérletben, másrészt pedig a fokozatos felújítógáz véghasználat után kialakuló környezetéhez hasonló mikroklímátikus körülmények előidézése és vizsgálata. Minden vágásterületen belül érintetlenül megtartottunk egy kb. 10-12 faegyedből álló hagyásfacsoportot (20 m átmérőjű kör, a szélső fák tőtávolsága alapján), továbbá minden blokkban kialakítottunk egy egyenletesen bontott területet (80 m átmérőjű kör, kb. 0,5 ha), ahol a felső lombkoronaszintbe tartozó faegyedek körlepősszegének 30%-át és a teljes második lombkoronaszintet távolítottuk el (részletesebben ld. Kovács et al 2018 elektronikus mellékletét). A negyedik beavatkozás az örökzöld üzem mód keretén belül a fényigényes fajok utánpótlásának biztosítását szolgáló lékvágás volt: blokkonként egy kb. egy fahossznyi léket hoztunk létre (20 m átmérőjű kör, kb. 300 m²) a tarvágáshoz hasonlóan az összes fásszárú eltávolításával. A beavatkozások mellett minden blokkban kijelöltünk egy érintetlen kontroll területet is (20 m átmérőjű kör, kb. 300 m²). A kísérleti terület nem kerítettük be, de a mintaterületek közepén egy 6 m × 6 m-es térrészt vadkizáró kerítéssel körbevettünk a vadhatás felújulásra gyakorolt hatásának vizsgálata céljából. A kezeléssel érintett területeken a termeléseken kívül később semmilyen további erdészeti beavatkozás nem történt.



1. ábra: a) A vizsgált blokkok elhelyezkedése a kísérleti területen. b) Drónfotó egy blokkról (2015, ©Tóth Viktor).

c) Mintavételi elrendezés egy mintaterületen belül

Figure 1: a) Location of the experimental blocks and treatments within the experimental area. b) Drone picture of a block (2015, ©Viktor Tóth). c) Spatial design of the sampling points in the sampling plots

Az aljnövényzetben a kezelések között megjelenő finom térléptékű különbségek vizsgálatához kijelöltünk a kísérlet hat blokkjából négyben összesen 20 db, egyenként 20 m átmérőjű kör alakú mintaterületet (1. a. ábra), ezeken belül pedig egy, a mintaterületet lefedő 2 m × 2 m-es rácsháló rácspontjaiban 81 db mintavételi pontot (1. c. ábra). A mintavételi pontokban 0,5 m × 0,5 m-es kvadrátokban fajoként rögzítettük az aljnövényzetet adó lágyszárúak, félcserjék és a fásszárú fajok 50 cm-nél alacsonyabb egyedeinek becsült borítását.

A borításbecslés során egy módosított százalékos skálát alkalmaztunk (a borítást 5%-os különbségekkel adtuk meg, kivéve a 10% alatti és 90% feletti borításokat, ahol 1%-os különbségekkel, valamint az 1%-nál kisebb borítások esetén 0,5%-os és 0,1%-os értékekkel). A növényzeti felvételezést a beavatkozások utáni második (2016), majd a negyedik (2018) évben is elvégeztük a vegetációs időszak csúcsán (június-július során), a két vizsgálati év közötti minél inkább azonos időpontválasztás mellett a növényzet aktuális fenotípusos állapotát is figyelembe véve.

A beavatkozások előtt (2014-ben) a mintaterületek közepén 2 m × 2 m-es kvadrátokban végzett növényzeti felmérések alapján az aljnövényzet összetétele a kontroll és a később beavatkozásokkal érintett területek között nem különbözött (Aszalós et al., személyes közlés). Így a kontroll területek alkalmasak voltak arra, hogy a vizsgálat során a többi mintaterületen gyűjtött adatokat a kontrollhoz viszonyítva valóban a kezelések hatását tudjuk kimutatni, kiküszöbölve egyben az adott évek közötti időjárási különbségek hatásait is.

A két vizsgált évben a kvadrátokban rögzített adatokból minden kvadrátra összegeztük az ott előforduló fajok számát, valamint a növényzet tömegességének kezelése közötti összevetéséhez kvadrátonként kiszámítottuk a jelenlévő fajok összesített százalékos borítás-értékeit. A növényfajokat életformatípusuk és rendszertani hovatartozásuk szerint a következő négy funkciós csoportba soroltuk be: egyévesek, évelő fű- és sásfélék, egyéb évelő lágyszárúak és fásszárúak, majd a fajok százalékos borítás-értékeit kvadrátonként az egyes funkciós csoportokra is összegeztük. A szedret (*Rubus fruticosus* agg.) funkcionálisan az évelő lágyszárúak csoportjához soroltuk. A növények terepi határozásánál, a fajok nevezéktanában és a funkciós csoportokba való besorolásuknál az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009) használtuk.

A kezelések fajsáma, borításra és a növényi funkciós csoportok borítására kifejtett hatásait lineáris kevert modellekkel elemeztük (Faraway et al 2006). A kezelések és az évek függő változókra kifejtett hatása mellett a modellekben random faktorként figyelembe vettük a blokkokba ágyazott mintaterületek hatását is. Amennyiben a modellek reziduálisainak normalitásához és homogenitásához szükséges volt, az adatokat négyzetgyök- vagy logaritmus-transzformáltuk. A kezelések közötti szignifikáns különbségek megállapításához Tukey-próbán alapuló páronkénti többszörös összehasonlítást végeztünk (Bretz et al 2010).

A kompozíció elemzéséhez fajonként összegeztük a mintaterületek kvadrát-szintű borításadatait, majd az adatokat négyzetgyök-transzformáltuk. A mintavételi területek fajösszetételét Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS) vetettük össze a kezelések között (Borcard et al 2011).

Az indikátorfaj-analízis (ISA, Indicator Species Analysis) módszerének segítségével megvizsgáltuk, hogy az egyes kezelésekhöz mely fajok mutatnak preferenciális kötődést (Dufrene & Legendre 1997, Borcard et al 2011). A módszer segítségével megállapíthatók a mintavételi egységek előre meghatározott csoportjaihoz preferenciát mutató fajok, azok előfordulási és tömegességi adatainak figyelembevételével. Az elemzés során a mintavételi egységek a mintaterületek, a csoportok a kezelések voltak, a fajok tömegességi viszonyait pedig a mintaterületekre összegzett borításértékek logaritmus-transzformáltja adta meg. A módszer alapján egy adott faj indikátor értéke a csoportra vonatkozó relatív tömegesség és előfordulási gyakoriság szorzata, így egy faj indikátorértéke egy csoportra vonatkozóan akkor magas, ha az adott faj ott nagy relatív tömegességgel és gyakorisággal rendelkezik. Végül indikátorfajnak akkor tekintünk egy fajt, ha az adott csoportra kiszámolt indikátorértéke szignifikánsan magasabb a csoportok közötti permutációk alapján várt véletlenszerű értéktől, melynek kiszámításához 10000 permutációt végeztünk.

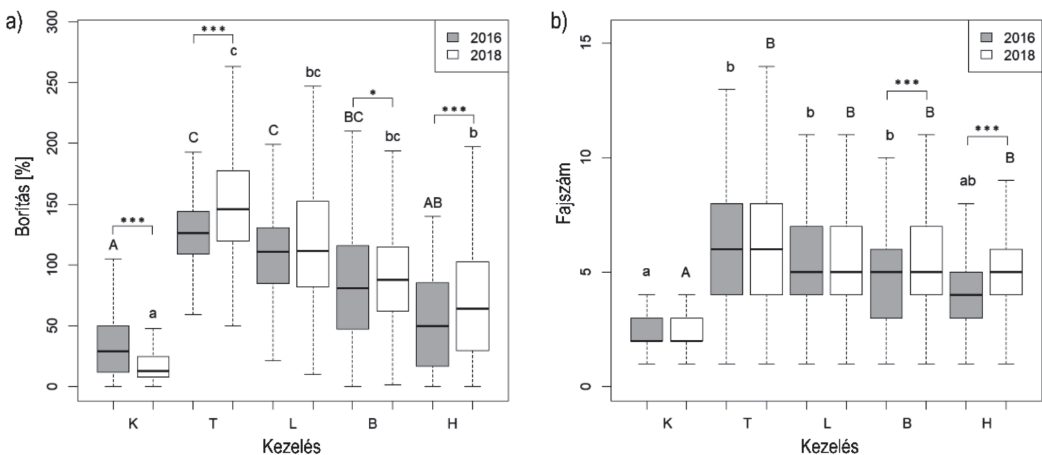
A növényi funkciós csoportok borításának kezelése és évek közötti összevetését a fajsám és az összegzett borítás esetében is alkalmazott lineáris kevert modellekkel végeztük el. A négy funkciós csoport közül az egyévesek borításának kezelése közötti összehasonlításához a nullák magas száma miatt a mintaterületekre összegzett borításokból egy kvadrátra számolt átlagértékek logaritmus-transzformált értékeit használtuk.

Az adatok elemzését az R programcsomagban végeztük el (R Development Core Team, 2017), az eredményeket egységesen $p \leq 0,05$ esetén fogadtuk el szignifikánsnak. A lineáris kevert modellekhez az „nlme”

(Pinherio et al 2018), a determinációs koefficiens számításához a „MuMIn” (Bartoń 2018), a többszörös összehasonlításokhoz pedig az „lsmeans” csomagot (Lenth 2018) használtuk. Az NMDS elemzésekhez R-ben a „vegan” csomag „metaMDS” függvényét használtuk, 500 iterációval (Oksanen 2017). Az indikátorfaj elemzéshez a „labdiv” csomag „indval” függvényét alkalmaztuk (Roberts 2016).

EREDMÉNYEK

Az összegzett borítás-értékek és a fajszámok is növekvő tendenciát mutattak a beavatkozások intenzitásának függvényében mind 2016-ban, mind 2018-ban (2.a. és 2.b. ábrák). A legerősebb hatása a tarvágásoknak volt: a vágásterületeken alakult ki a negyedik évre a legnagyobb borítás és fajszám, melyet a lékek és a bontások követtek. A kontrolltól a legkevésbé a hagyásfacsoportok fajszáma és borítása tért el: a különbségek itt csak a negyedik évben váltak szignifikánssá. Míg a borítás a második és negyedik év között a lékek kivételével minden beavatkozással érintett területen nőtt, a kontrollban csökkent.



2. ábra: A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző a) összegzett borítás és b) fajszám. Vonallal jelöltük a középértéket (medián), téglalappal az adatok középső tartományát (interkvartilis terjedelem) és pálcikákkal a terjedelmet. Az eltérő betűk a kezelésekek között egy adott évben belül szignifikánsan eltérő csoportokat jelölik (2016 esetében nagybetűket, 2018 esetében kisbetűket alkalmaztunk). A kettős betűk a csoportok közötti átfedéseket mutatják.

A csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

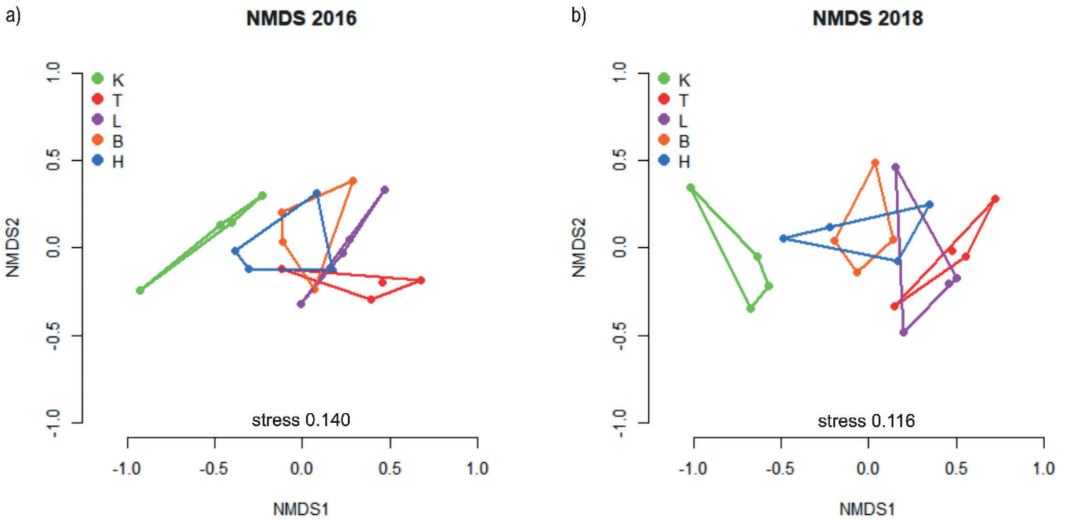
Kezelések: K = kontroll, T = tarvágás, L = lékvágás, B = bontóvágás, H = hagyásfacsoport

Figure 2: a) Summarized cover values in the treatments in 2016 and 2018 and b) Total species number in the treatments in 2016 and 2018. The median is marked with a bold line within the rectangle representing the interquartile range, and the range is marked with whiskers. Letters indicate significant differences between the treatments within the same year: uppercase letters in 2016 and lowercase letters in 2018. The stars show significant differences in one treatment type between the two years.

Treatments: K = control, T = clear-cutting, L = gap-cutting, B = preparation cutting, H = retention tree group

Annak ellenére, hogy a fajszámra és borításra vonatkozó eredmények alapján a lékvágás a második legerőteljesebb beavatkozásnak látszik rövidtávon, ha mind a második, mind a negyedik év eredményeit figyelembe vesszük, láthatjuk, hogy a növekedés a lékekben a borítás mellett a fajszám esetében is megtorpan a negyedik évre. A fajszám a bontásokban és hagyásfacsoportokban viszont növekedett 2016 és 2018 között.

A nem metrikus skálázás (NMDS) eredményei azt mutatják meg, hogy a mintaterületek növényzetének fajösszetétele milyen mértékben tér el egymástól, az összes faj jelenlétének és tömegességének figyelembevételével (3. ábra). Az eredményül kapott ordinációs ábrán a pontok (mintaterületek) közötti távolságok a növényzet különbözőségével arányosak. Az egy kezeléshez tartozó mintaterületeket konvex sokszögek foglalják be, melyek a kezelések vizuális elválasztásával segítik az értelmezést. A 2016-os év eredményei alapján (3. a. ábra) láthatjuk, hogy a kezelések között az aljnövényzet fajösszetételében már két évvel a beavatkozások után mutatkozott eltérés. Ugyanakkor bár a kontrolltól mind a négy beavatkozás növényzete eltért, egymással még számottevő hasonlóságot (átfedést) mutattak. A negyedik évre (3. b. ábra) a különbségek nem csak a kontroll és a beavatkozások, de az egyes beavatkozások között is megnövekedtek, azaz a kezelések kompozíciójukat tekintve még jobban szétváltak. A vágásterületek növényzeti összetétele ekkorra a bontásokétól és hagyásfacsoportokétól elkülönült, míg a lékeké köztes, átmeneti jelleget mutatott.



3. ábra: A fajösszetétel ordinációs vizsgálatának (NMDS) eredménye a beavatkozások utáni a) második és b) negyedik évben. Az ábrán a mintaterületeket a kezelések szerint színezett pontok jelölik:

K: kontroll, T: tarvágás, L: lékvágás, B: bontóvágás, H: hagyásfacsoport

Figure 3: Results of the NMDS ordination analysis of species composition in a) the second and in b) the fourth year after the interventions. Sampling plots are marked with points coloured according to the treatments:

K: control, T: clear-cutting, L: gap-cutting, B: preparation cutting, H: retention tree group

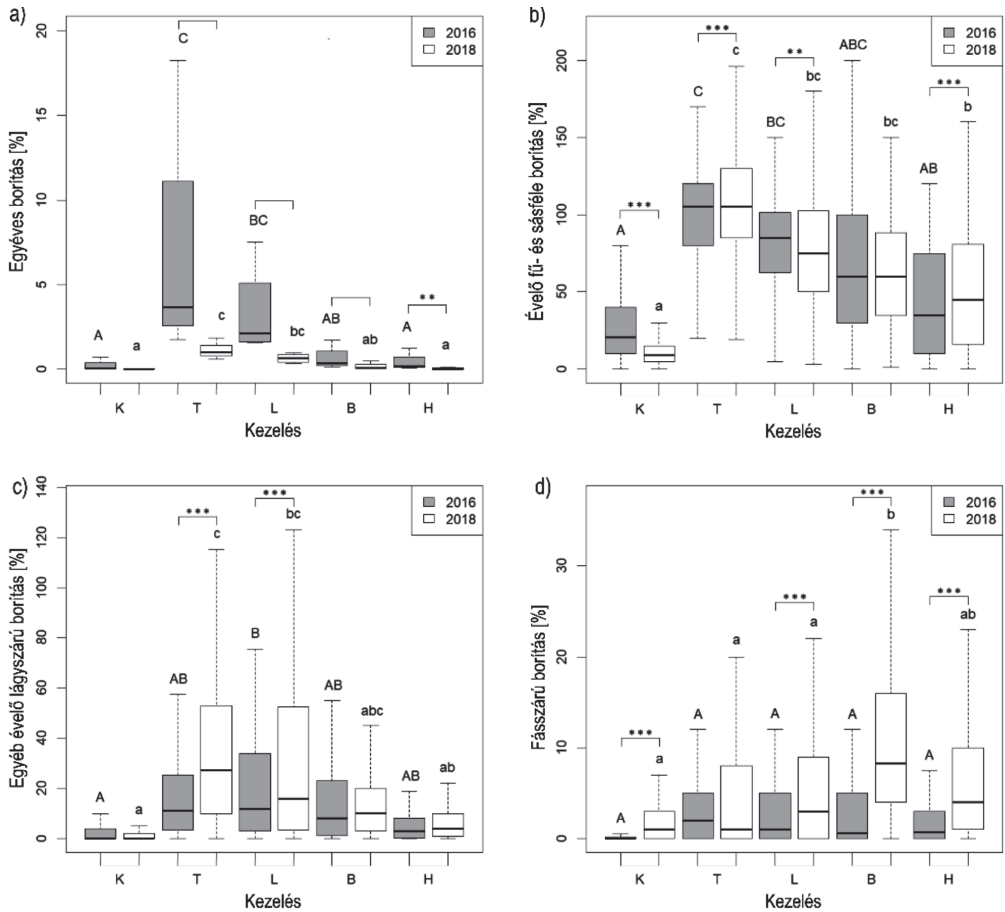
Az indikátorfaj-analízis eredményei (1. táblázat) alapján a lékekben a második és negyedik évben is első sorban fény-flexibilis erdei fajok voltak jellemzők (*M. uniflora*, *Campanula rapunculoides* L., *Vicia sepium* L., *Athyrium filix-femina* (L.) Roth). A vágásterületeken ugyanakkor néhány fény-flexibilis erdei faj (pl. *C. pilosa*, *Ajuga reptans* L.) elszaporodása mellett jellegzetesen nem-erdei, egyéves és bolygatástűrő fajok nyertek teret (pl. *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth, *Erigeron annuus* (L.) Pers., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, *Solidago gigantea* Aiton). A vágásterületeken a negyedik évben tipikus fajok egyrészt továbbra is fény-flexibilis erdei (*A. reptans*, *Euphorbia amygdaloides* L., *C. pilosa*), másrészt pedig nyílt élőhelyekhez kötődő növények (*C. epigeios*, *Cirsium arvense* (L.) Scop., *E. annuus*) voltak. Emellett a negyedik évre tömegessé vált a vágásterületeken a földi szeder (*R. fruticosus* agg.) is. Az elemzés a negyedik évben a bontásokra jellemző növényfajként mutatta ki a felső lombkoronaszintben domináns kocsánytalan tölgyet (*Q. petraea*). Ennek oka az itt nagy tömegben megjelenő 50 cm alatti tölgy újulat volt.

1. táblázat: Az egyes kezelésekre jellemző indikátorfajok a beavatkozások utáni 2. és 4. évben
 Table 1: Indicator species characteristic to the treatments in the second and fourth year.
 Treatments: Kontroll = control, Lékvágás = gap-cutting, Tarvágás = clear-cutting, Bontás = preparation cutting

2016		2018		
Kontroll	<i>Ligustrum vulgare</i>	Kontroll	<i>Ligustrum vulgare</i>	
Lék	<i>Melica uniflora</i>	Lék	<i>Melica uniflora</i>	
	<i>Campanula rapunculooides</i>		<i>Vicia sepium</i>	
Tarvágás	<i>Calamagrostis epigeios</i>	Tarvágás	<i>Athyrium filix-femina</i>	
	<i>Erigeron annuus</i>		<i>Calamagrostis epigeios</i>	
	<i>Cirsium arvense</i>		<i>Erigeron annuus</i>	
	<i>Euphorbia amygdaloides</i>		<i>Cirsium arvense</i>	
	<i>Carex pilosa</i>		<i>Euphorbia amygdaloides</i>	
	<i>Ajuga reptans</i>		<i>Carex pilosa</i>	
	<i>Solidago gigantea</i>		<i>Ajuga reptans</i>	
	<i>Conyza canadensis</i>		<i>Rubus fruticosus</i> agg.	
	<i>Hypericum perforatum</i>		<i>Geum urbanum</i>	
	<i>Centaureum erythraea</i>		Bontás	<i>Quercus petraea</i>
	<i>Vicia hirsuta</i>			
	<i>Dactylis polygama</i>			

A funkciós csoportok közül az egyévesek esetében a vágásterületeken és a lékekben is robbanásszerű borításnövekedést mutattunk ki a második évben, ezen fajok borítása a negyedik évre azonban mindenhol visszaesett (4. a. ábra).

A fű- és sásfélék borítása mindenhol megnőtt a beavatkozások hatására, a hagyásfacsoportokban azonban csak a negyedik évre haladta meg jelentősen a kontrollra jellemző értékeket, a kontrollban és a lékekben a második és a negyedik év között pedig csökkent (4. b. ábra). Az egyéb évelő lágyszárúak borítása a második évre még csak a lékekben növekedett meg szignifikánsan, a negyedik évre azonban a vágásterületeket jellemző borítás ezt is meghaladta (4. c. ábra). Az 50 cm alatti fás szárú egyedek esetében a második évben még sehol sem, és a negyedik évben is kizárólag a bontásokban alakult ki szignifikáns borítástöbblet, a kísérlet alatt bekövetkező makktermések hatására. Ugyanakkor a kontrollban, a lékekben és a hagyásfacsoportokban is növekedett az 50 cm alatti újulat borítása 2016 és 2018 között (4. d. ábra).



4. ábra: A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző, funkciós csoportonként összegzett borítás:

a) egyévesek, b) évelő fű- és sásfélék, c) egyéb évelő lágyszárúak és d) fás szárúak. Vonallal jelöltük a középértéket (medián), téglalappal az adatok középső tartományát (interkvartilis terjedelem) és pálcikákkal a terjedelmet. Az eltérő betűk a kezelésesek között egy adott éven belül szignifikánsan eltérő csoportokat jelölik (2016 esetében nagybetűket, 2018 esetében kisbetűket alkalmaztunk). A kettős betűk a csoportok közötti átfedéseket mutatják. A csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket mutatják. K = kontroll, T = tarvágás, L = lékvágás, B = bontás, H = hagyásfacsoport

Figure 4: Summarized cover values of each functional group in the treatments in 2016 and 2018:

a) annuals, b) perennial graminoids, c) other perennial herbs and d) woody species. The median is marked with a bold line within the rectangle representing the interquartile range, and the range is marked with whiskers. Letters indicate significant differences between the treatments within the same year: uppercase letters in 2016 and lowercase letters in 2018. The stars show significant differences in one treatment type between the two years. Treatments: K = control, T = clear-cutting, L = gap-cutting, B = preparation cutting, H = retention tree group

AZ EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

A beavatkozások hatására a fahasználatok utáni negyedik évre az összes érintett mintaterületen megnőtt a borítás és az aljnövényzet fajszáma is. Az erdészeti beavatkozások a faállomány-szerkezetben bekövetkező változásokon keresztül módosítják az erdei mikroklímát és a talajviszonyokat, az idős fák eltávolításával pedig megnő az aljnövényzet számára elérhető források (tápanyagok, víz, fény) mennyisége (Collins et al 1985, Aussenac 2000). Mivel erdei viszonyok között a fény a növények számára az egyik legfontosabb limitáló forrás, a lombkoronaszint záródottságának csökkenésével arányosan jelentkező fénytöbblet az aljnövényzet borítására meghatározó hatással van (Whigham 2004, Márialigeti et al 2016). Tarvágásokban és különösen lékekben a beavatkozások hatására üde termőhelyen a talajnedvesség is jelentősen megnövekedhet, ami szintén hozzájárul a borítás növekedéséhez (Keenan & Kimmins 1993, Gálhidy et al 2006, Tinya et al 2019, Kovács et al 2020).

Az aljnövényzet összetétele leginkább a tarvágások hatására alakult át. A vágásterületeken a megvilágítottság és a hőmérséklet megnövekedése, valamint a talajfelszín bolygatása megnöveli a zárt erdei viszonyokhoz alkalmazkodott, árnyéktűrő növények mortalitását, visszaveti a növekedésüket, ugyanakkor a jobb diszperziós képességű, nyílt területekhez kötődő, fényigényes fajok megtelepedésének és növekedésének kedvez (Collins et al 1985, Small et al 2002, Boch et al 2013). A vágásterületeken a teljes borítás jelentős részét az évelő fű- és sásfélék, legfőképpen a bükkös sás (*C. pilosa*) és a siska nádtippán (*C. epigeios*) adták. A vizsgált két év közötti idő alatt kezdetben jelentős egyéves-borítás visszaesett, teret nyertek azonban az évelő lágyszárúak között inváziós növények, melyek közül jelentősen nőtt a magas aranyvessző (*S. gigantea*) borítása. Néhány fény-flexibilis erdei faj fennmaradása mellett továbbra is vágástéri és bolygatott területekhez kötődő növények maradtak meghatározóak, és a lágyszárúak borítása még a tarvágások utáni negyedik évre is növekedett.

A lékek növényzete átmeneti jellegűt mutatott a vágásterületek és a két további beavatkozás között. A fajösszetétel elvált a kontrolltól, megnövekedett a fajszám és a borítás. Ugyanakkor a lékekben mindkét vizsgált évben erdőkre jellemző fajok voltak indikátorfajok, jelezve az erdei viszonyok viszonylagos állandóságának fennmaradását. A borítás növekedése a negyedik évre már kizárólag az 50 cm alatti fászszerűakra volt jellemző. A lékekben, a bontásokhoz és hagyásfacsoportokhoz hasonlóan elsősorban a már a kontrollban is jelenlévő fű- és sásfajok borítása nőtt. Csiszár et al (2013) eredményeivel, és a vágásterületeken tapasztalattal ellentétben a lékekben az inváziós növények (pl. *S. gigantea*) nem tudtak teret nyerni, és a négy lékből mindössze egyben jelent meg számottevő borítással a szeder (*R. fruticosus* agg.). A tarvágásokkal szemben a lékvágás hatására tapasztalt borítás- és fajszám-növekedés természetvédelmi szempontból kedvezőnek tekinthető: a lékek állomány-léptékben növelik az élőhely szerkezeti heterogenitását, az erdei környezet viszonylagos helyi állandóságának fenntartása mellett (Muscolo et al 2014, Kovács et al 2020). A zárt erdőben történő léknyitás hatására megváltozó környezeti feltételek, valamint az újonnan megtelepedő erdei növényfajok és a már jelenlévő fajok térnyerése más élőlénycsoportok számára is fontos mikroélelmények létrejöttét, és összességében az aljnövényzethez kapcsolódó többi trofikus szint diverzitásának növekedését idézik elő, ezáltal segítve az erdei biodiverzitás megőrzését (de Groot et al 2016, Hilmers et al 2018).

A fászszerűak borítása csak a bontásokban volt szignifikánsan magasabb a kontrollnál. A kocsánytalan tölgy anyafák visszahagyása a bontásokban biztosította a mageredetű újulat megjelenését, ugyanakkor a második lombkoronaszintet és a felső lombkoronaszint egy részét adó faegyedek eltávolítása forrástöbbletet biztosított a kicsírázó magoncok számára, amik így nagyobb arányban éltek túl, mint a kontrollban. Tobisch (2009) mesterséges léknyítások és egyenletes bontóvágások összehasonlításakor megállapította, hogy a kezelések utáni 5. évben a bontásokban – a lékekkel szemben – jelentős tölgy újulat fejlődött ki. Ugyanakkor Csiszár et al (2013) szerint a kocsánytalan tölgy újulat borítása a lékek korával pozitívan korrelál, azaz az idővel várható a fászszerűak térnyerése a lékekben is. A tölgy felújulásáról kizárólag az 50 cm alatti egyedek borítása alapján nem vonhatunk le következtetéseket, a kísérlet keretében végzett további vizsgálatok azon-

ban kimutatták, hogy a kezelések közül a csemeték a lékekben és a vágásterületeken mutatják a legnagyobb mértékű növekedést (Tinya et al 2020).

A hagyásfacsoportokban ugyan a kontrollhoz közeli állapotok maradtak fenn, növényzetükben azonban már a második és negyedik év közt is jelentős változások következtek be. Nőtt az évelő fű- és sásfélék borítása, az aljnövényzet kompozíciója pedig a kontrollra jellemzőtől a beavatkozások utáni második és negyedik vegetációs időszak között elvált. A tarvágások hatása itt tehát késleltetve, de egyre növekvő mértékben érvényesült. Ugyan a fásszárúak borítása is növekedett, de a csemeték egyedi növekedése a hagyásfacsoportokban elhanyagolható volt (Tinya et al 2020).

Bár nem vártuk, a kontrollban megfigyelhető volt a borítás csökkenése 2016 és 2018 között. A Pilisben 2014 decemberében lezajlott jégtörés (Csépanyi et al 2017) kismértékben a kísérleti területen is érezte hatását, a fák egy része részleges koronatorést szenvedett. Ez a fény mennyiségének növekedését, valamint feltételezhetően az aljnövényzet borításának növekedését okozta. A 2016 és 2018 közötti időszakban a lombkorona regenerációja, és ezáltal a fény mennyiségének csökkenése volt megfigyelhető a zárt kontroll állományban, ez okozhatta az aljnövényzet borításának második és negyedik év között kimutatott csökkenését.

A növényzeti mintavételt 2020 nyarán is megismételtük. Azt tapasztaltuk, hogy a szeder (*R. fruticosus* agg.) és a sarjeredetű gyertyán egyedek (*C. betulus*) növekedése a vágásterületeken továbbra is folytatódik, és egyre nagyobb borítással jelenik meg az inváziós magas aranyvessző (*S. gigantea*). A bontásokban a tölgy újulat borítása továbbra is jelentős, de a csemeték magassági növekedése (a vágásterületekkel és a lékekkel ellentétben) itt nem számottevő. A hagyásfacsoportok növényzete a hatodik évre is szinte változatlan, továbbra is a zárt erdeihez leginkább hasonló, a lékekben pedig fennmaradt az erdei fajok dominanciája és változatosága. A lékek középső részén a fásszárúak borítás- és magasság-növekedése jelentős.

Eredményeink alapján az aljnövényzet a beavatkozásokra az első években dinamikusán válaszol, a változások kezdeti iránya pedig várhatóan a későbbi folyamatokat is alapvetően meghatározza. A vizsgált erdészeti beavatkozások és a vegetáció regenerációja közötti kapcsolatok részletesebb megértéséhez, és a tendenciák évek közötti időjárási különbségektől független feltárásához azonban hosszabbtávú vizsgálatra van szükség, ezért aljnövényzeti mintavételünket tovább folytatjuk.

ÖSSZEFOGLALÁS

Összességében a vizsgált beavatkozások aljnövényzet fajszámára, összegzett borítására és fajösszetételére gyakorolt hatását az egyes fahasználatok térbeli léptéke és erélye döntően meghatározta. A kontrollhoz képest a legnagyobb mértékű eltéréseket a tarvágások hatására tapasztaltuk, a legkisebbeket a hagyásfacsoportokban és bontásokban, a lékek pedig átmeneti eredményeket mutattak. A felújítás és az állomány letermelésének időbeli elnyújtása, valamint a vágásterületen belül hagyásfacsoportok megtartása egyaránt hozzájárulnak az erdei környezet folytonosságának biztosításához, azonban e hatás mindkét esetben korlátozott. A fokozatos felújítógátás végvágása során, bár a fás szárú újulat meglelte biztosított, a vágásérett állomány teljes eltávolításával az erdei környezeti viszonyok idővel megszűnnek. A hagyásfacsoportok eleinte fenntartják a zárt erdeihez közeli aljnövényzetet, de a szegélyek felől egyre jellemzőbb a tarvágás fajainak megtelepedése és a borítás növekedése, így korlátozott kiterjedésük miatt a fajösszetételük idővel átalakul. A beavatkozások utáni első négy év tapasztalatai alapján a lékek sikeresek a fás szárú újulat érvényre juttatásában, ugyanakkor a növényzet változatoságának növeléséhez is hozzájárulnak úgy, hogy közben az erdőborítás állomány-léptékű folyamatosságának fenntartása révén segítik megőrizni az élőhely erdei jellegét.

Eredményeink alapján a természetvédelem és a faanyagtermelést célzó erdőgazdálkodás szempontrendszereinek egyidejű érvényesítéséhez a léknyitás gyertyános-tölgyesekben is célravezető lehet. Hazai tölgyes állományokra vonatkozóan a folyamatos erdőborítást fenntartó erdőgazdálkodás kidolgozásában – jelen vizs-

gálat folytatása mellett – a következő mérföldkövet a lécek méretének, alakjának és kialakításának vizsgálata, valamint alkalmazásuk állomány-léptékű hatásainak feltárása jelenthetik.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A dolgozat az Erdészeti Lapok 2020-as szakcikkpályázatán kiemelt díjat nyert. A projektet az Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet Erdőökológiai Kutatócsoportja és a Pilisi Parkerdő Zrt. együttműködésével valósítjuk meg. Köszönjük Csépanyi Péter, Farkas Viktor, Szenthe Gábor és Simon László támogatását! A kutatás anyagi feltételeit a Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alap (K128441, PD134302), az Emberi Erőforrások Minisztériuma Új Nemzeti Kiválóság Programja (ÚNKP-19-3) és az MTA Kiválósági Együttműködési Program (Társadalmi jóllét ökológiai alapjai) biztosították. A terepmunkában nagy segítséget nyújtott Németh Csaba, Horváthné Hadobás Olga, Konrád Krisztina, Hafenschner Viktória Priszilla, Szabó Gyula, Vadas Ákos, Garamvölgyi Dániel és Gelniczky Blanka.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Angelstam P. K. 2003: Reconciling the linkages of land management with natural disturbance regimes to maintain forest biodiversity in Europe. In: Bissonette J. A. & Storch I. (eds): *Landscape Ecology and Resource Management: Linking Theory with Practice*. Island Press, Washington DC, 193–226.
- Aussenac G. 2000: Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57: 287–301. <https://doi.org/10.1051/forest:2000119>
- Bartoń K. 2018: MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Boch S., Prati D., Müller J., Socher S., Baumbach H., Buscot F. et al 2013: High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14(6): 496–505. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.001>
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. 2011: Numerical Ecology with R. In: Gentleman R., Hornik K. & Parmigiani G. G. (eds): *Use R!*. Springer-Verlag New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Boros G., Kovács B. & Ódor P. 2019: Green tree retention enhances negative short-term effects of clear-cutting on enchytraeid assemblages in a temperate forest. *Applied Soil Ecology* 136: 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.018>
- Böloni J., Tímár G., Csiky J., Ódor P., Bodoncz L., Borhidi A. et al 2011: K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. In: Böloni J., Molnár Zs. & Kun A. (eds): *Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója*. ANÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót, 262–268.
- Bretz F., Hothron T. & Westfall P. 2010: *Multiple Comparisons Using R*. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton.
- Collins B. S., Dunne K. P. & Pickett S. T. A. 1985: Responses of Forest Herbs to Canopy Gaps. In: Pickett S. T. A. & White P. S. (eds): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Inc., London, 218–234.
- Csépanyi P. 2008: A tölgy és a folyamatos erdőborítás. *Erdészeti Lapok* 143(10): 294–297.
- Csépanyi P. A. 2017: Örökerdő-gazdálkodás ökonómiai sajátosságai bükkösökben és cseresekben a Pilisi Parkerdő Zrt-nél. Doktori értekezés. Soproni Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Sopron.
- Csépanyi P., Magassy E., Kontor Cs., Szabó Cs., Szentpéteri S., Németh R. et al 2017: A 2014. decemberi jégkár okai és következményei a Pilisi Parkerdő Zrt. által kezelt erdőállományokra. *Erdészettudományi Közlemények* 7(1): 25–41. <https://doi.org/10.17164/EK.2017.002>
- Csicsek G. & Cseke D. 2017: Az erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatásának vizsgálata a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában. *Natura Somogyiensis* 30: 5–18. <https://doi.org/10.24394/NatSom.2017.30.5>

- Csiszár Á., Zaxné Simon E., Zagyvai G., Korda M., Winkler D. & Bartha D. 2013: Gyertyános-tölgyesben kialakított lécek gyomnövényzetének és újulatának vizsgálata a sárvári Farkas-erdőben. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 14(2): 25–42.
- de Groot M., Eler K., Flajšman K., Grebenc T., Marinšek A. & Kutnar L. 2016: Differential short-term response of functional groups to a change in forest management in a temperate forest. *Forest Ecology and Management* 376: 256–264. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.025>
- Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott, javított és bővített kiadás. MTA Földrajz-tudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Dufrene M. & Legendre P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366.
- Elek Z., Kovács B., Aszalós R., Boros G., Samu F., Tinya F. & Ódor P. 2018: Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. *Scientific Reports* 8: 16990. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35159-z>
- Evt. 2009: 2009. évi XXXVII. törvény. az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról.
- Faraway J. J. 2006: Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. Chapman and Hall/CRC Press, Boca Raton.
- Farrell E. P., Führer E., Ryan D., Andersson F., Hüttl R. & Piussi P. 2000: European forest ecosystems: building the future on the legacy of the past. *Forest Ecology and Management* 132: 5–20. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00375-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00375-3)
- Gálhidy L., Mihók B., Hagyó A., Rajkai K. & Standovár T. 2006: Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183: 133–145. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9012-4>
- Hilmers T., Friess N., Bäessler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H. et al 2018: Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55: 2756–2766. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238>
- Keenan R. J. & Kimmins J. P. 1993: The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1(2): 121–144. <https://doi.org/10.1139/a93-010>
- Kelemen K., Mihók B., Gálhidy L. & Standovár T. 2012: Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a central European beech stand. *Silva Fennica* 46(1): 53–65.
- Kenderes K., Mihók B. & Standovár T. 2008: Thirty years of gap dynamics in a central European beech forest reserve. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 81(1): 111–123. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpn001>
- Kenderes K., Král K., Vrška T. & Standovár T. 2009: Natural gap dynamics in a Central European mixed beech–spruce–fir old-growth forest. *Écoscience* 16(1): 39–47. <https://doi.org/10.2980/16-1-3178>
- Király G. (ed) 2009: Új Magyar Fűvészkönyv: Magyarország hajtásos növényei. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.
- Kollár T. 2017: Light Conditions, Soil Moisture, and Vegetation Cover in Artificial Forest Gaps in Western Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 13(1): 25–40. <https://doi.org/10.1515/aslh-2017-0002>
- Kovács B., Tinya F., Guba E., Németh Cs., Sass V., Bidló A. & Ódor P. 2018: The short-term effects of experimental forestry treatments on site conditions in an oak-hornbeam forest. *Forests* 9: 406. <https://doi.org/10.3390/f9070406>
- Kovács B., Tinya F., Németh Cs. & Ódor P. 2020: Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-year experiment. *Ecological Applications* 30(2): 1–17. <https://doi.org/10.1002/eap.2043>
- Lenth R. V. 2016: Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software* 69(1): 1–33. <https://doi.org/10.18637/jss.v069.i01>
- Márialigeti S., Tinya F., Bidló A. & Ódor P. 2016: Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology* 217: 549–563. DOI: 10.1007/s11258-016-0599-4
- Mihók B., Gálhidy L., Kenderes K. & Standovár T. 2007: Gap Regeneration Patterns in a Semi-natural Beech Forest Stand in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 3: 31–45.
- Mölder A., Meyer P. & Nagel R. V. 2019: Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *Forest Ecology and Management* 437: 324–339. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006>
- Muscolo A., Bagnato S., Sidari M. & Mercurio R. 2014: A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25(4): 725–736. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>

- Nagel T. A., Mikac S., Dolinar M., Klopčič M., Keren S., Svoboda M. et al. 2017: The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *Forest Ecology and Management* 388: 29–42. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.047>
- Nemzeti Erdőstratégia 2016-2030. 2016: Földművelésügyi Minisztérium Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztálya.
- Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGinn D. et al 2018: vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-2. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Ódor P., Tinya F., Kovács B., Aszalós R., Bidló A., Boros G. et al 2020: Különböző erdészeti beavatkozások termőhelyre, biodiverzitásra és felújulásra gyakorolt hatása gyertyános tölgyesekben: Beszámoló egy 5 éve indult erdőökológiai kísérlet eredményeiről. *Erdészeti Lapok* 155(1): 8–12.
- Pommerening A. & Murphy S. T. 2004: A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77(1): 27–44. <https://doi.org/10.1093/forestry/77.1.27>
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., R Core Team. 2018: nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effect Models. R package version 3.1-137. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- R Development Core Team. 2017: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Roberts D. W. 2016: labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.8-0. <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>
- Runkle J. R. 1985: Disturbance Regimes in Temperate Forests. In: Pickett S. T. A. & White P. S. (eds): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Inc., London, 17–34.
- Sass V., Ódor P. & Bidló A. 2020: Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy gyertyános-tölgyes avartakarójára. *Erdészettudományi Közlemények* 10(2): 69–82. <https://doi.org/10.17164/EK.2020.006>
- Small C. J. & McCarthy B. C. 2002: Effects of simulated post-harvest light availability and soil compaction on deciduous forest herbs. *Canadian Journal of Forest Research* 32(10): 1753–1762. <https://doi.org/10.1139/x02-099>
- Standovár T. 2013: A természetes erdő és a benne zajló folyamatok. In: Bartha D. & Puskás L. (eds): *Silva naturalis Vol. 1. A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 23–40.
- Szalacsi Á., Veres Sz. & Király G. 2015: Adatok a síkvidéki gyertyános-tölgyesek erdőműveléséhez: lékes felújítógáz alkalmazásának gyakorlati tapasztalatai és növényzeti hatásai a Szatmár-beregi síkon. *Erdészettudományi Közlemények* 5(1): 85–99. <https://doi.org/10.17164/EK.2015.006>
- Tímár G. 2016: A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése. In: Korda M. (ed): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 11–30.
- Tinya F., Kovács B., Prättälä A., Farkas P., Aszalós R. & Ódor P. 2019: Initial understory response to experimental silvicultural treatments in a temperate oak-dominated forest. *European Journal of Forest Research* 138(1): 65–77. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1154-8>
- Tinya F., Kovács B., Aszalós R., Tóth B., Csépanyi P., Németh Cs. & Ódor P. 2020: Initial regeneration success of tree species after different forestry treatments in a sessile oak-hornbeam forest. *Forest Ecology and Management* 459: 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117810>
- Tobisch T. 2009: Egenletes bontáson és lékvágáson alapuló erdőfelújítás összehasonlítása gyertyános-kocsánytalan tölgyesben. Doktori értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron.
- Whigham D. F. 2004: Ecology of Woodland Herbs in Temperate Deciduous Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35(1): 583–621. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105708>
- A projekt honlapja: <https://www.pilisikiserlet.ecolres.hu/> (Letöltés időpontja: 2021.01.06.)

Érkezett: 2021. február 23.

Közlésre elfogadva: 2021. április 27.

A VADÁSZATI CÉLÚ ETETŐHELYEK GYOMFERTŐZÖTTSÉGE A MÁTRAI TÁJVÉDELMI KÖRZETBEN

Rusvai Katalin és Czóbel Szilárd

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

Kivonat

A kutatás célja a vadászati célú etetőhelyek (szórók) növényzetre, magbankra és talajra gyakorolt hatásainak vizsgálata volt. 3-3 erdei, tisztáson és úton lévő szórón, a középpontból induló 4 transzekt mentén 22-22 db 1 m²-es kvadrátban végeztünk cönológiai felvételezést több évben és aszpektusban. Az erdei és a tisztáson lévő szórókon és kontrollterületeken üvegházi hajtatasos módszerrel magbankot vizsgáltunk, és megmértük a talajok P, K és NO₃⁻ tartalmát is. A záródás hiánya miatt a tisztáson lévő szórók bizonyultak a leginkább fertőzöttnek, míg az erdeiek voltak a legkevésbé gyomosak. Az úton lévő szórók degradáltsága kitettségtől, feltártságtól függött. Augusztusban mindenütt nagyobb volt a gyomfajok aránya, a tisztásokon a T4-es fajok váltak dominánssá. Zavarási gradienst mutattunk ki, a gyomok borítása a középponttól távolodva csökkent, míg a természetes fajoké nőtt. A szórók magbankjában jóval nagyobb arányban voltak gyomfajok, mint a kontrollterületen. A P, K és NO₃⁻ tartalom nagyon magas volt a szórók középpontjában, ettől távolodva csökkent. A szórás tehát a növényzet mellett a magbank és a talaj degradációját is okozza, ami később akár biológiai invázióhoz is vezethet.

Kulcsszavak: vadetetés, gyomfertőzés, élőhelydegradáció, biológiai invázió, magbank, talaj

WEED INVASION OF BAIT SITES IN THE MÁTRA LANDSCAPE PROTECTION AREA

Abstract

Our aim was to assess the effects of feeding places for hunting wild boar (bait sites). We selected 3-3 sites, located in forest, clearing area and on road. 4 transects were arranged from the centre of the sites, each consisting of 22 1 m² quadrats, where vegetation surveys were carried out in several years and periods. For the seed bank experiment, soil samples were taken at the centre of each bait and control sites. Then, seedling emergence method was used. We also measured soil P, K and NO₃⁻. Bait sites in clearings were the most invaded, possibly due to greater accessibility. Forest baits were the least weedy, road baits' degradation depends on their exposure and usage. The proportion of weeds was always higher in August, at clearings T4 weeds dominated. We detected a stress gradient: weeds were dominant in the centre, but with the distance they decreased, while natural species increased. At baits, the proportion of weeds in the seed bank was larger than in the control. Soil P, K and NO₃⁻ was also higher in the centre of baits. Besides degrading the vegetation, baits have negative effects on seed bank and soil as well, so they could be the focal points of biological invasions.

Keywords: wild game feeding, weed infection, habitat degradation, biological invasion, seed bank, soil

BEVEZETÉS

A vadtakarmányozás az egész világon elterjedt védelmi és szabályozási eszköz, elsősorban Észak-Európa és Amerika rendelkezik nagy hagyományokkal e téren (Apollonio et al 2010, Arnold et al 2018). A kutatások során többnyire maguk az állatfajok és populációik kerültek a középpontba, a vegetációra gyakorolt hatás csak kevés esetben szerepelt fő szempontként. A legtöbb tanulmány a feldúsult vadállomány okozta fokozott erdei kártételt, a cserje és újulat rágottságának tér- és időbeli változását vizsgálta a téli kiegészítő etetés hatásaiaként (Ginnett et al 2001, Heltai & Sonkoly 2009, Mathisen et al 2010). Kevés olyan publikáció van, mely az etetőhelyeket az idegen növényfajok potenciális forráspontjaiként, illetve erőteljes élőhelydegradáció előidézőiként említi meg (Kosowan & Yungwirth 1999, Spurrier & Drees 2000, Rinella et al 2012, Arnold et al 2018). Európában a kiegészítő etetés mindezek ellenére jellemzően a vadgazdálkodás egyik legalapvetőbb eszköze. A vadfajok etetése Hollandiát, Flandriát és néhány Svájci kantont kivéve – ahol ez a tevékenység tilos –, a kontinens minden más országában bevett gyakorlat (Selva et al 2014).

Hazánkban a téli kiegészítő etetés jelentősége az egyre inkább enyhülő teleinknek köszönhetően meglehetősen kicsi. A befogást, elejtést segítő etetőhelyek, az ún. szórók ellenben egyre terjednek, s lokálisan egyre nagyobb természeti problémákat okoznak. A szóró a magaslestől kb. 30-50 m távolságban kialakított kisméretű tisztás, amit általában csöves vagy szemes kukoricával szórnak meg, de gyakran mezőgazdasági és élelmiszeripari melléktermékeket (pl.: cukorgyári melasz, törkölyök, korpák, takarmánylisztek) is használnak. Napjainkban már egész éven át, védett és nem védett területeken egyaránt, több mint 30 000 etetőhelyen történik rendszeresen etetés. A kihelyezett abraktakarmány mennyisége meghaladja az évi 60 000 tonnát (Heltai & Sonkoly 2009). Ráadásul a terményeket általában egyszerűen csak a földre szórják, és mivel a mezőgazdasági termékek – különösen a gabonafélék – jellemzően gyommagvakkal terheltek, ez könnyen veszélyes gyomfajok természetes közegben való megtelepedését eredményezheti (Wilson et al 2016, Gervilla et al 2019). A hatásokat csak tovább fokozhatja az etetéssel járó antropogén eredetű bolygatás, a nagyobb vadsűrűség okozta fokozott terhelés és az ennek következtében kialakuló csupasz, degradált talajfelszín, valamint a megnövekedett tápanyagbevitel. Mindezek egyértelműen jelzik a szórók növekvő használatának, s ezáltal a gyomfajok természetes közegbe való kijutásának, valamint egy esetleges biológiai invázió kialakulásának a veszélyét.

A kutatást megalapozó tényezők

A Mátra a legtöbb hazai középhegységi területünkhöz hasonlóan a vadászati ágazat egy igen kedvelt, vadban gazdag térsége, melynek következtében a tájegység nagy részét magába foglaló tájvédelmi körzetben is számos vadászati célú etetőhely található. Ezek különösen a meleg déli oldalak nyílt élőhelyein okoznak jelentősebb természeti problémákat, ahol a fény elérhetősége és a klimatikus viszonyok a legkedvezőbbek a gyomfajok számára. A szórók az érintett élőhely típusától függően lehetnek erdei állományokban, tisztásokon vagy erdészeti utakon kialakított etetőhelyek. A leggyakrabban kisméretű erdei tisztásokon helyezik el őket, de a degradáció mértéke is jellemzően ezeken a helyszíneken a legnagyobb. Sok esetben előfordul, hogy a természetes növényzet helyett szántóföldi és egyéb gyomfajok térdig érő, sűrű állománya borítja be ezeket a szórókat. Meredek környezetben pedig gyakran még a zárt erdőtülsőségekben is megjelennek gyomnövények – elsősorban a természetes flóra gyomfajai, valamint nitrofrekvens fajok –, melyek élőhelyátalakító tulajdonságaik révén nagyobb kiterjedésű gyomfertőzés kialakuláshoz, sőt akár növényi invázióhoz is vezethetnek.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület a hegység déli részén, Markaz község közelében, cseres-tölgyes övben került kijelölésre. A kutatásba 3-3 db erdei (E1, E2, E3), tisztáson (T1, T2, T3) és úton (U1, U2, U3) lévő szórót vontunk be, melyeken 2016 májusában és augusztusában végeztük a felméréseket. A vizsgálat során a szórók középpontjából induló 4 transzekt mentén 1×1 méteres, érintőlegesen elhelyezett kvadrátokban történt cönológiai felvételezés, százalékos borításbecslés formájában. A transzektet 4 irányba, egymással 90°-os szöget bezárva indultak ki, mindegyiken 22-22 db mintavételi egységgel. Így szórónként összesen 88 db 1 m²-es kvadrát került felvételezésre. A kutatást az erdei és a tisztáson lévő szórók esetében tovább folytattuk 2018-ban és 2019-ben. Ekkor a talajban található magvak vizsgálatához – a hazai tapasztalatokat alapul véve – egy 10×10 cm alapterületű, 5 cm mélységű fém mintavevő négyzet segítségével szórónként (azok középpontjában, egy 2 m sugarú körön belül random elhelyezve) és kontrollterületenként (1 erdei, 1 tisztás) 12-12 db 500 cm³-es talajmintát vettünk (6000 cm³ talaj/helyszín), melyeket ültetőtálákba helyezve üvegházban csíráztattunk 9 hónapon át (Csontos 2010, Kiss 2016). A laboratóriumi célú vizsgálathoz kb. 0,5 kg talaj került kiemelésre valamennyi kvadrátból, melyekből szárítást és szitálást követően foszfor, kálium és nitrát mérését végeztük el. Az eredmények kiértékelésénél a Borhidi-féle szociális magatartás típusokat vettük alapul (Borhidi 1993, Horváth et al 1995). Az egyes kategóriákat két nagy csoportba soroltuk: (1) természetességet jelző fajok (specialisták, kompetitorok, generalisták, természetes pionír növények, természetes zavarástűrő fajok); (2) degradációt jelző fajok (természetes gyomok, meghonosodott idegen fajok, behurcolt, adventív fajok, ruderális kompetitorok, tájidegen, agresszív kompetitorok).

EREDMÉNYEK

A vegetáció fajkészletének alakulása

A vizsgált szórókon összesen 181 fajt sikerült azonosítani, melynek közel harmada (27,62%; 50 faj) degradációt jelző faj volt. Ennek többségét a természetes gyomfajok alkották (36 faj), de említésre méltó a ruderális kompetitorok (9 faj) és a tájidegen, agresszív kompetitorok (3 faj) jelenléte is. Összesen 10 idegenhonos taxon került elő. Közülük a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv.) és az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) szinte valamennyi szórón megtalálhatóak voltak, de a kicsiny gombvirág (*Galinsoga parviflora* Cav.) és a parlagi madársóska (*Oxalis dillenii* Jacq.), valamint a természetett kukorica (*Zea mays* L.) szintén több helyen előfordultak. Mellettük számos olyan növény is megtalálható volt, melyeket világszerte veszélyes gyomnövényként tartanak számon. Ilyen például a szintén idegenhonos sárga selyem-mályva (*Abutilon theophrasti* Medic.) és a szőrös disznóparéj (*Amaranthus retroflexus* L.), valamint a hazánkban ugyan őshonos, de agresszíven terjedő, s nehezen irtható mezei aszat (*Cirsium arvense* L.).

A fent említett fajok jellemzően csak szálanként vagy kisebb foltokban fordultak elő, míg a legtömegesebb gyomfajok inkább a szántóföldi és ruderális közösségek képviselői voltak. A taposott gyomtársulásokra jellemző, kozmopolita elterjedésű madárkésérűfű (*Polygonum aviculare* L.) mellett így két idegenhonos szegétájs faj, a csattanó maszlag (*Datura stramonium* L.) és az inváziós fajok között is szereplő szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum* L.), valamint a kaporlevelű ebszékfű (*Tripleurospermum inodorum* (L.) Sch.Bip.) és a közönséges pásztorfáska (*Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik.) voltak azok a fajok, melyek sok esetben tömegesen borították be a vizsgált szórókat. Természetes környezetben e növények emberi behatás nélkül nem fordulnak elő, így ilyen természetközeli környezetben feltételezhető azok takarmánnyal való bekerülése. Különös tekintettel arra, hogy a szórókat sok esetben a kukoricaföldek két tipikus gyomfaja, a csattanó maszlag és a szúrós szerbtövis térdig érő, sűrű állománya foglalta el.

Tér- és időbeli különbségek

Az egyes szórótípusok fertőzöttségében térben és időben is jelentős különbségeket sikerült kimutatni. Az egy éven belül tapasztalható időbeli eltérések a legtöbb esetben már a terepen is láthatóak voltak (1-2. ábra). Májusban a szórók középpontját legtöbbször a csupasz talajfelszín jellemezte, s csak 2-3 méteres távolságban jelentek meg nagyobb borítással növények, melyek főleg gyomfajok, elsősorban madárkeserűfű (*Polygonum aviculare*), közönséges pásztortáska (*Capsella bursa-pastoris*) és puha rozsnok (*Bromus hordeaceus* L.) voltak. Augusztusban ezek a fajok visszahúzódtak, és a T4-es életformájú gyomnövények nyertek teret. A szórók belsejét jellemzően elborította a szúrós szerbtövis (*Xanthium spinosum*) és a csattanó maszlag (*Datura stramonium*) térdmagasságú, sűrű állománya. Mindez a tisztáson lévő szóróknál alakult csak ilyen látványosan, az erdei szórók eleve gyér aljnövényzete esetében csak kismértékben nőtt meg a gyomok borítása, míg az utaknál nagyon változó volt: erősebb záródás esetén inkább az erdei szórókhöz hasonló jelleggel bírtak, míg nagyobb nyitottság esetén a tisztásokhoz hasonló gyomfertőzöttséget mutattak.

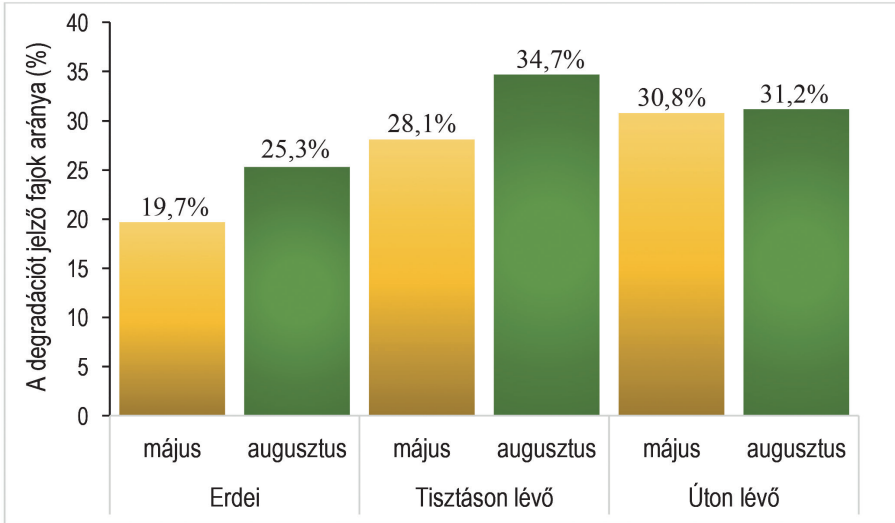


1-2. ábra: A T1-es, tisztáson lévő szóró májusban és augusztusban (Fotó: Rusvai Katalin, 2016)
Figure 1-2: T1 bait site in the clearing area in May and August (Photo: Katalin Rusvai, 2016)

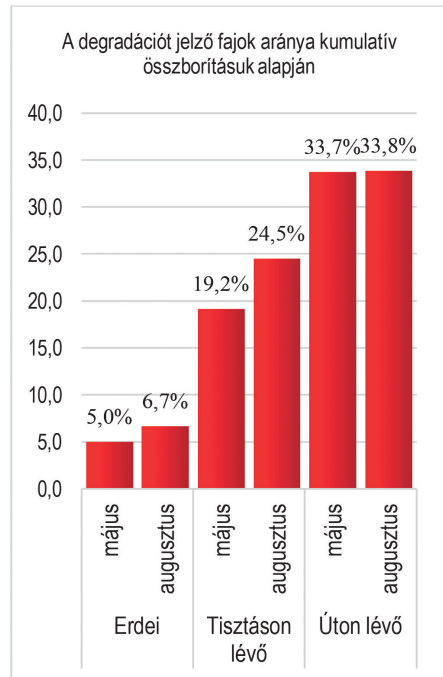
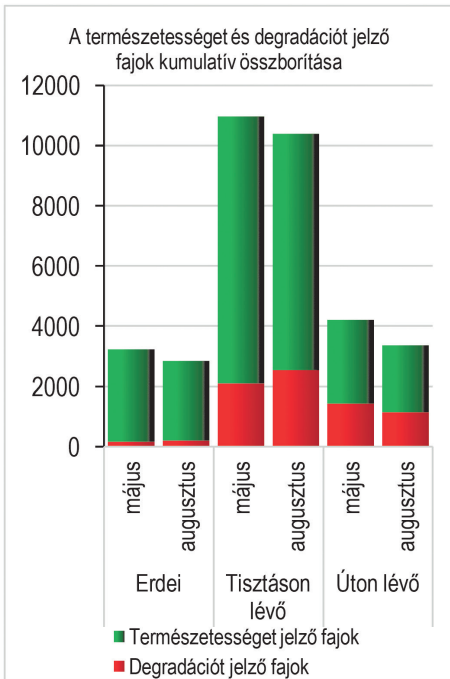
A fajkészletek kiértékelése alapján is látszik, hogy augusztusban valamennyi esetben nagyobb volt a degradációt jelző fajok aránya, míg a szórótípust tekintve ez a tisztások esetében volt a legjelentősebb (3. ábra).

A tömegességi viszonyokat figyelembe véve is jelentős különbségek mutatkoztak az egyes szórótípusok között. A fajok kumulatív összborítási értékei alapján a vegetációt alkotó fajok abundanciája a tisztáson lévő szórókon volt a legnagyobb, míg az erdei és az úton lévő szórók esetében ez az érték jóval kisebbnek bizonyult (4. ábra). Ez elsősorban az élőhelyi sajátosságoknak köszönhető. A fényben gazdag tisztásokon jellemzően többszintes, fajban gazdag növénytakaró képes kialakulni, az erdőkben ellenben a lombkorona záródása gátolja a lágyszárú fajok nagyobb mértékű megjelenését, míg az utakon az azok használatából eredő talajbolygatás eredményez alacsonyabb borítást. Ezen belül azonban, ha csak a degradációt jelző fajok tömegességét vesszük figyelembe, akkor jól látható, hogy ez a tisztásokon volt a legjelentősebb, ezt követték az úton lévő szórók, majd az erdei szórók.

Ellenben, ha a két fajcsoport egymáshoz viszonyított arányát vizsgáljuk, már az úton lévő szórók bizonyultak a leginkább fertőzöttnek. Itt a teljes növényborításnak több, mint egyharmadát tették ki a degradációt jelző fajok, míg a tisztáson lévő szórók esetében ez az arány kevesebb, mint 25% volt (5. ábra). Mindez azzal magyarázható, hogy az utak már eleve degradáltak, nem természetes élőhelyek, míg a tisztásokon a gyomfajok mellett még jelentős tömegben jelen vannak a természetes fajok. Az időbeli különbségek viszont a tömegességet tekintve is jól leolvashatóak: a gyomfajok augusztusban szinte valamennyi esetben nagyobb tömegben voltak jelen.



3. ábra: A degradációt jelző fajok aránya az egyes szórótípusok és felvételezési időszakok átlagában
 Figure 3: The average proportion of degradation indicator species at different bait sites and examination periods

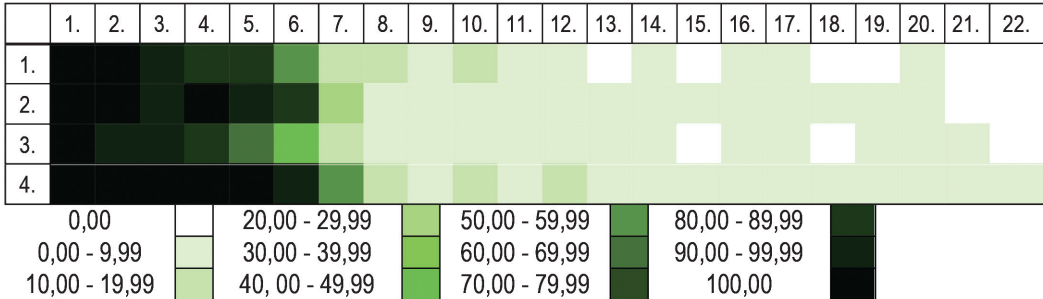


4-5. ábra: A természetességet és degradációt jelző fajok tömegességi viszonyai az egyes szórótípusok és aspektusok átlagában

Figure 4-5: The average proportion of naturalness and degradation indicator species at different bait sites and examination periods

Stressz gradiens

A szórókon előforduló valamennyi gyomfaj jellemzően csak azok középpontjában, illetőleg annak közvetlen környezetében nyert jelentősen teret. Távolabb haladva a fajszámuk és borításuk is csökkent, 8-10 méteres távolságban pedig már általában a természetes fajok uralkodtak. Ez a tendencia leginkább a tisztásokon volt kimutatható (6. ábra). Az erdei és az úton lévő szórókon eleve gyébrebb volt az aljnövényzet, így jellemzően nem volt látványos a gradiens, de a gyomfajok számának és borításának csökkenése ez esetekben is megfigyelhető volt.

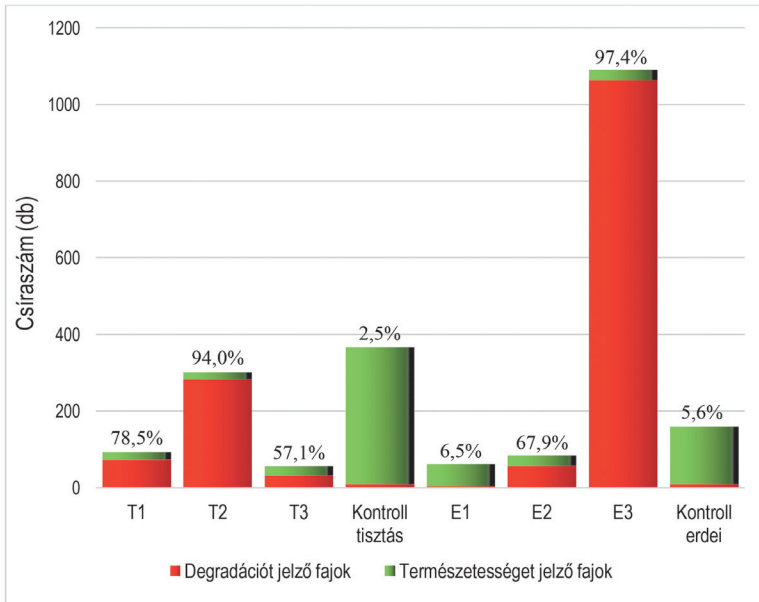


6. ábra: A degradációt jelző fajok kvadrátonkénti borítási aránya (T1-es, tisztáson lévő szóró, 2016 augusztus; sorok: a 4 irány; oszlopok: a 22 kvadrát)

Figure 6: The cover of the degradation indicator species in quadrats (T1 bait site in clearing, 2016 August, rows: the 4 transects; columns: the 22 quadrats)

Talajmagbank vizsgálat

Az erdei és tisztáson lévő szórókon elvégzett vizsgálatok alapján egyértelműen kimutatható, hogy üzemeltetésükkel jelentős változások következtek be a magkészletükben. Egyrészt a szórók magbankjában jelentősen alacsonyabb volt a teljes magszám, míg a gyomfajok aránya magasabbnak bizonyult a kontrollterületekhez képest (7. ábra). A tisztásokon a kicsírázó magvaknak átlagosan 76,6%-a volt gyomfaj, míg a kijelölt kontrollterületen ez az arány csupán 2,5% volt. Az erdei szóróknál átlagban kisebb volt a gyomfajok aránya (57,3% a szórt területen, 5,6% a kontrollon), ami javarészt annak köszönhető, hogy ezeken a helyszíneken eleve jóval gyébrebb aljnövényzet és kevésbé sűrű magbank jellemző, mint a nyílt élőhelyeken, illetve a kisebb gyomborítás következtében a helyi magérlelésből származó utánpótlás is jóval kisebb mértékű. Megemlítendő, hogy a hazai erdei élőhelyek eleve alacsonyabb denzitású magbankkal rendelkeznek, mint a nyílt élőhelyek (Csontos 2010). Ez a különbség jól látszik a két kontrollterület esetében is; a kontroll tisztáson közel kétszerese volt a csírázott magvak száma, mint az erdei területen. Az erdők magbankjára emellett jellemző az is, hogy a felszíni vegetáció természetessége ellenére is erősen terheltek lehetnek ruderalis fajokkal, mely az intenzív erdőgazdálkodásnak, s gyakran a közeli fertőzött területekről beáramló propagulumoknak köszönhető (Koncz et al 2011). Ez a nagyobb gyomfaj arány jelen esetben is kimutathatónak bizonyult. A szórók esetében ez a fajta élőhelyi összefüggés azonban nem minden esetben volt helytálló. Az E3 jelzésű szórón tapasztalható kiugró érték például jól mutatja, hogy a legnagyobb problémát jelen esetben inkább a szennyezett takarmányok jelentik, mivel a gyér aljnövényzet mellett ekkora mennyiségű mag csak külső forrásból származhatott. Az érintett szóró magkészletének 85,6%-át egyetlen gyomfaj, a fehér libatop (*Chenopodium album*) tette ki.

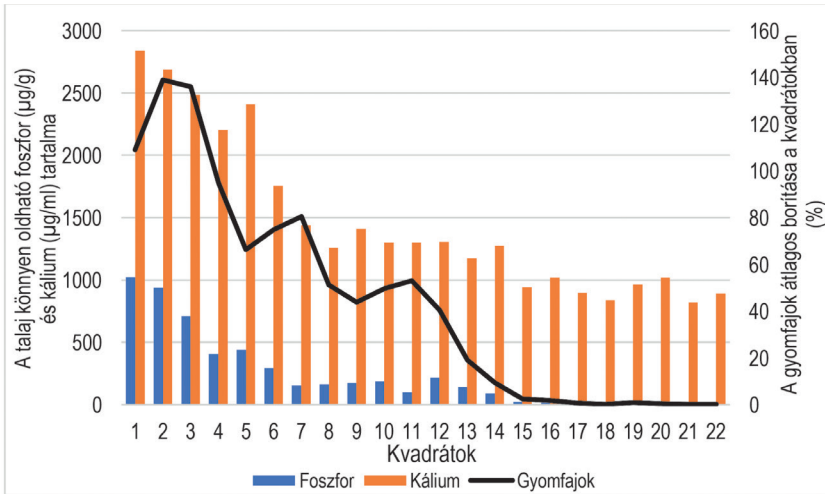


7. ábra: A szórók és kontrollterületeik magbankjából kicsírázó magvak mennyisége és a degradációt jelző fajok aránya (T1, T2, T3: tisztáson lévő szórók; E1, E2, E3: erdei szórók)

Figure 7: Seed abundance and the proportion of degradation indicator species in the seed banks of bait sites and their control sites (T1, T2, T3: baits in the clearing; E1, E2, E3: baits in forest)

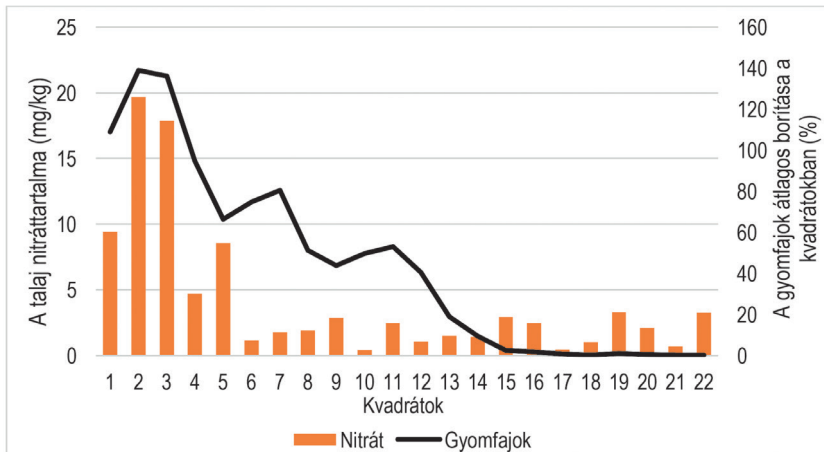
Talajjellemzők változása

A rendszerint több éven át üzemelő szórók esetében, az idő múlásával a talaj jellemzői is megváltoznak. Ez annak köszönhető, hogy a kihordott takarmányoknak csak egy részét fogyasztják el az állatok, a maradék pedig a felszínen vagy a talajba kerülve lebomlik. Ehhez járul még hozzá a fokozott állati jelenlét következtében megnövekedett hullatékmenyiség, melyek valamennyien tápanyagokkal gazdagítják a talajt. Ennek következtében a 2019-ben vett talajminták alapján kimutatható volt, hogy a könnyen oldható foszfor, a kálium és a nitrát mennyisége – a gyomfajok borításával összefüggésben – jóval magasabb volt a szórók középpontjában, illetőleg azok 8-10 méteres körzetében, mint a szóróterületeken kívül (8-9. ábra).



8. ábra: A talaj könnyen oldható foszfor- és káliumtartalma, valamint a gyomfajok kvadrátonkénti átlagos borításértékeinek alakulása (T1 szóró, 2019 május)

Figure 8: The easily soluble soil phosphate and potassium, and the average cover of weeds in quadrats (T1 bait in clearing, 2019 May)



9. ábra: A talaj nitráttartalma, valamint a gyomfajok kvadrátonkénti átlagos borításértékeinek alakulása (T1 szóró, 2019 május)

Figure 9: Nitrate content of soil and the average cover of weeds in quadrats (T1 bait in clearing, 2019 May)

ÖSSZEFOGLALÁS

A három szórótípuson (erdei, tisztáson és úton lévő) elvégzett vizsgálatok alapján elmondható, hogy számos szántóföldi, ruderális és inváziós faj is képes volt megtelepedni, sőt gyakran tömegesen elszaporodni a vizsgált szórókon. Tekintve, hogy országos természetvédelmi oltalom alatt álló tájvédelmi körzetben, az

intenzíven művelt és emberlakta területektől távol, valamint zárt erdőkkel körülvéve helyezednek el a vizsgált objektumok, a gyomfertőzés feltehetően a kihelyezett etetőanyagok szennyezettségének köszönhető. Az egyes szórótípusok különböztek fertőzöttségük mértékét illetően. A tisztáson lévő szórók bizonyultak a leginkább degradált élőhelyeknek. Itt több gyomfaj, nagyobb tömegben volt jelen, ami feltehetően az élőhely fényben való gazdagságnak, illetve a gyomfajok ökológiai igényeinek köszönhető. Az erdőkben ellenben az erős záródás még a fokozott zavarás ellenére is megakadályozta ezen fajok térnyerését, aminek következtében ezeken a helyszíneken mindkét aspektusban gyér volt az aljnövényzet, s elsősorban a természetességet jelző fajok uralkodtak (Honnay et al 2002, Burst et al 2017). Az utak esetében jelentős eltérések voltak az egyes etetőhelyek között: a gyomosság mértéke a záródástól, feltártságtól és kitettségtől függően változott. A nagyobb gyeves szegéllyel rendelkező, gyakrabban járt utak jellemzően a tisztásokhoz hasonló (vagy akár jelentősebb) fertőzöttséggel bírtak, míg a keskeny szegélyű, zártabb, kevésbé járt utak jóval kisebb mértékű gyomborítással rendelkeztek.

Nemcsak a szórótípusok, hanem a vizsgált időszakok között is sikerült különbséget kimutatni. Májusban valamennyi esetben kevesebb gyomfaj, kisebb borítással volt jelen, míg augusztusban jellemzően megnőtt a gyomfajok száma és borítása is. Ez leginkább az erősen fertőzött tisztáson lévő szórókon volt kimutatható, köszönhetően azok erőteljes nyitottságának. A növényborítás valamennyi esetben az ún. *stressz gradiens*nek megfelelően alakult. A gyomfajok jellemzően 8-10 méteres távolságig voltak dominánsak, attól távolodva fajszaámuk és borításuk is csökkent, míg a természetes fajoké nőtt. A fényviszonyoknak köszönhetően ez is jellemzően a tisztáson lévő szóróknál volt a leglátványosabb. Az erdei területek záródásuknak köszönhetően ellenállóbbak az ilyen jellegű degradációval szemben, míg az utak esetében az invázió mértékét és kiterjedését nagyban befolyásolják azok topográfiai és egyéb környezeti viszonyai (Parendes & Jones 2000, Alexander et al 2009).

Konklúzió

A szórók tehát lokálisan képesek jelentős mértékű degradációt okozni a természetes élőhelyeken. A degradáció azonban valamennyi esetben jellemzően csak az etetőhelyek közvetlen környezetére, azok 8-10 méteres körzetére terjedt ki. Bizonyos tényezők ellenben – például az erősebb vadjárás, a nagyobb kitettség és a meredekség – néhány esetben ennél nagyobb távolságokban is eredményeztek zavarást, elsősorban a természetes, nitrofrekvens gyomfajok tömeges megjelenése formájában. Szintén megemlítendő, hogy ha az objektumok kis kiterjedésű, értékes élőhelyfoltokban kerülnek elhelyezésre – mint például a vizsgálatba is bevont hegyi száraz rétek –, akkor azok növényzetének teljes degradációja, fajszegényedés, majd az élőhely megszűnése következhet be.

A kihordott takarmány miatti tápanyagfeldúsulás, a szennyezett etetőanyaggal behozott gyommagvak, valamint a nagyobb állatkonzentráció miatti fokozott túsás, taposás és vadrágás, illetve a megnövekedett hullatékmenyiség miatt azonban valamennyi élőhely esetében fennáll az élőhelyátalakulás veszélye. A fokozott zavarás ugyanis elősegíti a gyomfajok terjedését, így különösen a magas reprodukciós értékkel és terjedési potenciállal rendelkező inváziós fajok nyerhetnek teret, s a szórók így akár egy biológiai invázió gyújtópontjai is lehetnek. A terjesztésben további szerepet játszhatnak az állatok, valamint maga az ember és járművei is (Bartuszevige & Endress 2008, Auffret & Cousins 2013). Az etetőhelyekhez vezető, illetve az azok helyszínéül szolgáló utak szintén hozzájárulhatnak az adventív fajok terjedéséhez, mivel nemcsak folyosókként szolgálhatnak, hanem mesterséges, bolygatott felszínként a betelepedéshez és az invázió kiindulásához egyaránt megfelelő helyszínt biztosítanak (Christen & Matlack 2009, Mortensen et al 2009). A folyamatokat tovább súlyosbíthatják az éghajlatváltozás hatásai, többek között a kitolódó vegetációs időszakok, a szárazabb és melegebb nyarak, valamint az enyhébb telek. A hosszabb vegetációs periódus egyrészt kedvez a gyomnövények, különösen az



inváziós fajok terjedésének (Dukes & Mooney 1999), másrészt a szélsőséges időjárási viszonyok csökkenthetik az erdőállományok ellenállóképességét, ami a globális változásoknak köszönhetően terjedő új betegségek és patogének káros hatásaival, valamint a helytelen erdőgazdálkodási módszerekkel párosulva az erdők megnyílásához vezethet, s ez szintén a gyomfajok térnyerését segíti elő (Ramsfield et al 2016).

A megoldás egyértelműen az lenne, ha nem jutnának ki gyommagvak a természetes környezetbe. Ez azonban gyakorlatilag kivitelezhetetlen, hiszen nem létezik gyommagmentes takarmány. Látna azonban, hogy a különböző élőhelyeken kialakított szórók fertőzöttségének mértéke eltérő, a megfelelő helyszín megtalálásával csökkenthető a gyomosodás mértéke, s ezáltal az érintett élőhelyek és környezetük degradációja is. Így a szórók inkább erdei, zártabb környezetben történő kialakításával, esetleg kicsivel jobb minőségű takarmányok alkalmazásával már jelentős eredményeket lehetne elérni mind a vadászat sikeressége, mind pedig a vadfajok számára hosszú távon át fenntartható természetes élőhelyek szempontjából.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Alexander J.M., Naylor B., Poll, M. Edwards P.J. & Dietz H. 2009: Plant invasions along mountain roads: the altitudinal amplitude of alien Asteraceae forbs in their native and introduced ranges. *Ecography* 32: 334–344. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05605.x>
- Apollonio M., Andersen R. & Putman R. 2010: European ungulates and their management in the 21st century. Cambridge University Press, New York.
- Arnold J.M., Gerhardt P., Steyaert S.M.J.G., Hochbichler E. & Hacklander K. 2018: Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage. *Forest Ecology and Management* 407: 166–173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.050>
- Auffret A.G. & Cousins S.A.O. 2013: Humans as long-distance dispersers of rural plant communities. – *PLoS ONE*, 8, 62763. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062763>
- Bartuszevige A.M. & Endress B.A. 2008: Do ungulates facilitate native and exotic plant spread? Seed dispersal by cattle, elk and deer in northeastern Oregon. *Journal of Arid Environments* 72(6): 904–913. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.11.007>
- Borhidi A. 1993: A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem kiadványa, Pécs, 95 pp.
- Burst M., Chauchard S., Dupouey J.-L. & Amiaud B. 2017: Interactive effects of land-use change and distance-to-edge on the distribution of species in plant communities at the forest-grassland interface. *Journal of Vegetation Science* 28(3): 515–526. <https://doi.org/10.1111/jvs.12501>
- Christen D.C. & Matlack G.R. 2009: The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive species. *Biological Invasions* 11(2): 453–465. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9262-x>
- Csontos P. 2010: A természetes magbank, valamint a hazai flóra magökológiai vizsgálatának új eredményei. *Kanitzia* 17: 77–110.
- Dukes J.S. & Mooney H.A. 1999: Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14(4): 135–139. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01554-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01554-7)
- Gervilla C., Rita J. & Cursach J. 2019: Contaminant seeds in imported crop seed lots: a non-negligible human-mediated pathway for introduction of plant species to islands. *Weed Research* 59: 245–253. <https://doi.org/10.1111/wre.12362>
- Ginnett T.F., Owens M.K., Cooper S.M. & Cooper R.M. 2001: Effects of deer feeders on home range size, use of space, and vegetation utilization of white-tailed deer. Pages 46–47 in Texas Chapter The Wildlife Society. Annual Meeting Abstracts. College Station, Texas.

- Heltai M. & Sonkoly K. 2009: The role and opportunities of feeding in game management (Review). *Animal welfare, ethology and housing systems*. Volume 5, Issue 1. 22 p.
- Honnay O., Verheyen K. & Hermy M. 2002: Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management* 161: 109–122. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00490-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00490-X)
- Horváth F., Dobolyi Z. K., Morschauser T., Lőkös L., Karas L. & Szerdahelyi T. 1995: FLÓRA adatbázis 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, FLÓRA munkacsoport és a MTM Növénytára, Vácrátót, 267 pp.
- Kiss R. 2016: A talaj-magbank szerepe a magyarországi növényközösségek dinamikájában és helyreállításában – A hazai magbank kutatások áttekintése. 21(1): 116–135. <https://doi.org/10.17542/21.116>
- Koncz G., Török P., Papp M., Matus G. & Tóthmérész B. 2011: Penetration of weeds into the herbaceous understorey and soil seed bank of a Turkey oak-sessile oak forest in Hungary. *Community Ecology* 12(2): 227–233. <https://doi.org/10.1556/ComEc.12.2011.2.11>
- Kosowan A. & Yungwirth F. 1999: Canada thistle survey summary. East Boreal. Ecoregion, Saskatchewan Environment.
- Mathisen K.M., Buhtz F., Danell K., Bergström R., Skarpe C., Suominen O. & Persson I.L. 2010: Moose density and habitat productivity affects reproduction, growth and species composition in field layer vegetation. *Journal of Vegetation Science* 21: 705–716. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01180.x>
- Mortensen D., Rauschert E., Nord A. & Jones B. 2009: Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. *Invasive Plant Science and Management* 2(3): 191–199. <https://doi.org/10.1614/IPSM-08-125.1>
- Parendes L.A. & Jones J.A. 2000: Role of Light Availability and Dispersal in Exotic Plant Invasion along Roads and Streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64–75. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99089.x>
- Ramsfield T.D., Bentz B.J., Faccoli M., Jactel H. & Brockerhoff E.G. 2016: Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts, *Forestry: An International Journal of Forest Research* 89: 245–252. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw018>
- Rinella M.J., Dean R., Vavra, M. & Parks C.G. 2012: Vegetation responses to supplemental winter feeding of elk in western Wyoming. *Western North American Naturalist* 72: 78–83. <https://doi.org/10.3398/064.072.0109>
- Selva N., Berezowska-Cnota T. & Elguero-Claramunt I. 2014: Unforeseen Effects of Supplementary Feeding: Ungulate Baiting Sites as Hotspots for Ground-Nest Predation. *PloS one*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090740>
- Spurrier C. & Drees L. 2000: Hostile takeovers in America: invasive species in wildlands and waterways. *Transactions of the 65th North American Wildlife And Natural Resources Conference* 65: 315–325.
- Wilson C.E., Castro K.L., Thurston G.B. & Sissons A. 2016: Pathway risk analysis of weed seeds in imported grain: A Canadian perspective. *NeoBiota* 30: 49–74. <https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7502>

Érkezett: 2020. december 14.

Közlésre elfogadva: 2021. január 27.



Nyitott könyv

Egy Püspökladányban, viharkár miatt, 2021 augusztusában kivágott 59 éves kocsányos tölgy bütörészletén az évgyűrűk sok mindent elárulnak a fa múltjából. Egyes részeiken sötétebb, barnás elszíneződés figyelhető meg, ami valószínűleg a szárazság okozta intenzív gesztessedés jele. Feltűnő továbbá egy több évtizeddel ezelőtti törzssérülés visszamaradt nyoma, amit valamilyen mechanikai károsítás (vad, fagy, esetleg mechanikai sérülés) okozhatott – hozzávetőlegesen a fa 17 éves korában, azaz 1979 táján.

Fotó és szöveg: Ábri Tamás (SOE ERTI)

TARTALOMJEGYZÉK

11. évfolyam 2. szám

<i>Molnár Tamás és Király Géza:</i>	
A Sárvári Farkas-erdő Sentinel-2 űrfelvétel alapú erdőmonitoring terve	83–94
<i>Kollár Tamás és Borovics Attila:</i>	
A magyarországi hosszú lejáratú erdészeti tartamkísérleti hálózat fenntartásának korszerű irányelvei, adatfeldolgozási módszerei és legfontosabb eredményei	95–114
<i>Bali László, Andrési Dániel, Tuba Katalin és Szinetár Csaba:</i>	
Betekintés a Kecskemét közeli Nyíri-erdő talajfelszín közeli pókfaunájába	115–129
<i>Balázs Balázs Gábor, Tuba Katalin és Lakatos Ferenc:</i>	
Mikroorganizmusok szerepe a szűbogarak (Curculionidae, Scolytinae) ökológiájában	131–142
Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 17. évfolyamában (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai	143–147

CONTENTS

Vol. 11 Nr. 2

<i>Tamás Molnár and Géza Király:</i>	
Forest monitoring plan of Farkas-erdő of Sárvár based on Sentinel-2 satellite images and cloud computing	83–94
<i>Tamás Kollár and Attila Borovics:</i>	
The updated methodological directives of data processing and maintainance of the Hungarian long term forestry experimental network, and its most important results	95–114
<i>László Bali, Dániel Andrési, Katalin Tuba and Csaba Szinetár:</i>	
Ground-dwelling spider fauna of the Nyíri-forest near Kecskemét, Hungary	115–129
<i>Balázs Gábor Balázs, Katalin Tuba and Ferenc Lakatos:</i>	
The role of microorganisms in the ecology of bark beetles (Curculionidae, Scolytinae)	131–142
Titles and abstracts of papers published in the 17th volume (Nr. 1–2.) of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	143–147



Foltos fenyőpusztulás

A homoki erdefenyő állományokban gyakran jelentkezik a gyökérrontó tapló (*Heterobasidion annosum*) károsítása. A gomba a *Pinus* fajok esetében a szíjácsot bontja, így a megtámadott fa gyors elhalását idézi elő. Fertőzés rendszerint a frissen kivágott tuskók felületén megtelepedő spórákkal indul, majd a gyökérintkezések révén tovább terjed sugárirányban a környező egészséges egyedekre. A fokozatosan növekvő méretű pusztult foltok révén így alakulnak ki a jellegzetesen ligetes állományok. A lékekben gyakran tömegesen jelennek meg idegenhonos, inváziós fásszárú fajok (pl. bálványfa, celtisz, kései meggy).

Fotó: Eötvös Csaba Béla (SOE ERTI), szöveg: Koltay András (SOE ERTI)

A SÁRVÁRI FARKAS-ERDŐ SENTINEL-2 ŪRFELVÉTEL ALAPÚ ERDŐMONITORING TERVE

Molnár Tamás^{1,2} és Király Géza²

¹Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Őkológiai és Erdőművelési Osztály

²Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Geomatikai és Kultúrmérnöki, Földmérési, Geoinformatikai és Távérzékelési Tanszék

Kivonat

A Sárvári Farkas-erdőre kifejlesztett ūrfelétel alapú távérzékelési erdőmonitoring rendszer olyan felhőszolgáltatásokon alapul, ahol a nagyfelbontású ESA Sentinel-2 ūrfelvételek feldolgozása, elemzése és megjelenítése online a Google Earth Engine rendszerében történik. A monitoring rendszer célja az erdő egészségi állapotváltozásának folyamatos és térbelileg pontos megfigyelése és elemzése a vizsgálati időszakra, 2017 és 2020 között, vegetációs és nedvességi indexekből készült térképek és grafikonok segítségével. Validálásként a terepi kárbejelentő lapokkal vetettük össze a távérzékelési adatokat.

Kulcsszavak: erdőmonitoring, távérzékelés, ūrfelétel, felhőszolgáltatás, Sentinel-2, Google Earth Engine

A FOREST MONITORING PLAN OF FARKAS-ERDŐ OF SÁRVÁR BASED ON SENTINEL-2 SATELLITE IMAGES

Abstract

The satellite based remote sensing forest monitoring system of Farkas-erdő of Sárvár was created to utilize high resolution ESA Sentinel-2 images and cloud computing, where processing, analysing, and displaying of health state changes of forests takes place online, in the Google Earth Engine. The system aims to monitor the forest health state change constantly with high precision in the investigation period of 2017–2020, using maps and graphs based on vegetation and moisture indices. Remotely sensed data was compared to field-based damage reports for validation purposes.

Keywords: forest monitoring, remote sensing, Sentinel-2, satellite image, Google Earth Engine, cloud solutions

BEVEZETÉS

A felhőszolgáltatások felhasználásával olyan erdőmonitoring rendszereket lehet létrehozni, melyek térbelileg és időbelileg is nagyfelbontású ūrfelvételeken alapulnak, és amelyeknél az adatok tárolása, elemzése és megjelenítése is a felhőben, online megírt programokkal történik, jelentősen csökkentve a felhasználó erőforrásigényét.

A távérzékelési erdőmonitoring rendszer kifejlesztésének célja ennek az új technológiának a gyakorlatba való átültetése, a Google Earth Engine (GEE) programozási platformjának segítségével (Gorelick et al 2017). A GEE alkalmazásának célja az erdők területét és egészségi állapotát érintő változások folyamatos monitorozása az ESA Sentinel-2 űrfelvételein, földrajzilag pontosan lehatárolható és rendszeresen frissített formában. Korábbi tanulmányok alapján, a GEE segítségével felszínborítás változás (Osei et al 2019) illetve degradáció is kimutatható trópusi (Hamunyela et al 2020) és mérsékelt övi (Chen et al 2021) erdőkben is 91%-os pontossággal.

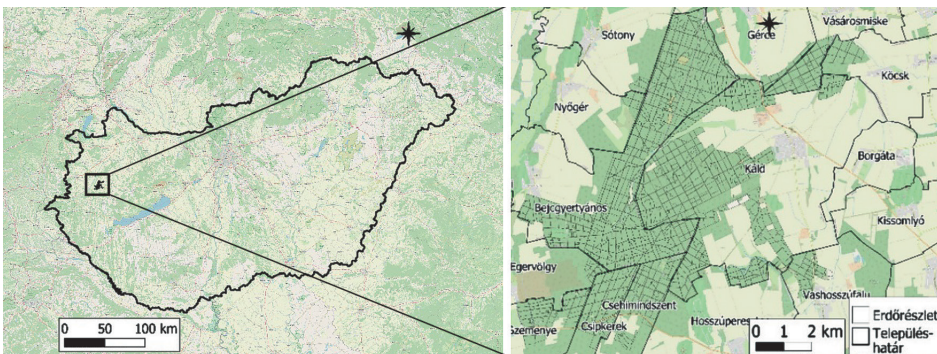
A GEE felhőalapú monitoring rendszer fejlesztési előzménye a Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézetében (SOE ERTI) kifejlesztett Távérzékelésen alapuló Erdőállapot Monitoring Rendszer („TEMRE”), mely a NASA Terra műholdjának MODIS, az ESA Sentinel-3 OLCI és Sentinel-2 MSI érzékelői által készített, ingyenesen elérhető, 250×250, 300×300 ill. 10×10 méteres, közepes ill. nagyfelbontású műholdképeit használja fel (Somogyi et al 2018a, 2018b). Az adatok begyűjtése, hibaszűrése, maszkolása és térképi megjelenítése automatikusan, R és php nyelveken írt algoritmusokkal történik, Geoserver használatával. Az így létrehozott, a vegetációs időszak alatt 12–16 naponta frissített térképek az erdők aktuális és múltbeli fotoszintetikus aktivitásának mértékét mutatják, Z NDVI (standardizált NDVI) értékekkel. Az új monitoring rendszer fejlesztésénél az itt alkalmazott módszertant vettük alapul.

Ezt a rendszert a Sárvári Farkas-erdőn teszteltük, és a mintaterület kiválasztását több tényező is indokolta: a vizsgálati módszer kapacitásának megfelelő, összefüggő erdőtömb megléte, az erdőgazdálkodónál rendelkezésre álló terepi adatok és az elmúlt években bekövetkezett erdőkárok, melyek kimutathatóságát kívántuk tesztelni a GEE segítségével. Az új rendszer hatékonyságát az Országos Erdőkár Nyilvántartási Rendszer terepi káradataival és a TEMRE-ben készült műholdképekkel is összevetettük.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Sárvári Farkas-erdő mintaterület

A Sárvár és Káld települések között található 7200 hektáros kocsányos tölgyes-bükkös-gyertyános elegyes erdő a Nyugati-Dunántúli erdészeti nagy-, Kemeneshát közép- és Alsó-Kemeneshát kistájhoz tartozik, ahol a Szombathelyi Erdészeti Zrt. Sárvári Erdészete felel az erdőgazdálkodásért. Ennek az erdőnek a Sárvártól délre eső 5500 hektáros egybefüggő védett részében a fő fafajok a kocsányos (*Quercus robur*), kocsánytalan (*Quercus petraea*) és cser tölgyek (*Quercus cerris*), a bükk (*Fagus sylvatica*), a gyertyán (*Carpinus betulus*), az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) és az akác (*Robinia pseudoacacia*). A cikk vizsgálati területe a védett tömb 5160 hektárát érinti (1. ábra), mely az erdővel nem borított erdőrészeteket (vízfelület, rakodó, vadföld, utak stb.) már nem tartalmazza.

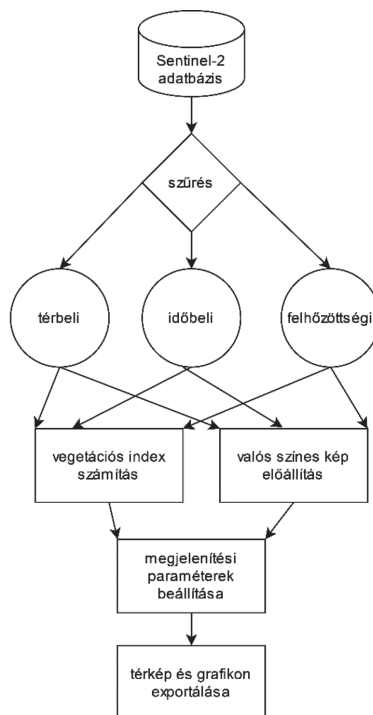


1. ábra: A Sárvári Farkas-erdő elhelyezkedése Magyarország nyugati részén (a) és a településhatárokon belül (b)
Figure 1: Location of Farkas-erdő of Sárvár in Western-Hungary (a) and inside the municipality borders (b)

Google Earth Engine

A Google Earth Engine (GEE) egy a nagy méretű geoinformatikai adatok (big data) felhőalapú, online feldolgozására alkalmas platform (Gorelick et al 2017), mely kiválóan használható többek között a felszínborítás és a földhasználat-változás nyomon követésére Osei et al (2019) szerint, és az erdőmonitoring céljaira is Hamunyela et al (2020) kutatásai alapján. A GEE kódszerkesztői felületén JavaScript nyelven megírt algoritmusokkal online, gyorsan, nagy területen és ingyenesen lehetséges az erdő monitorozása.

A GEE felhőtárhelyén elérhető geoadatbázisok közül az Európai Űrügynökség (ESA) Sentinel-2 műhold-jainak űrfelvételeit használtuk az erdő egészségi állapotának és annak változásának meghatározására. A TEMRE-hez alapjaiban hasonló új erdőmonitoring rendszer már a nagyfelbontású, 10×10 m-es Sentinel-2 A és 2B MSI érzékelőjének multispektrális műholdfelvételeket használja, melyek elérése, tárolása, feldolgozása, elemzése és megjelenítése, az interneten keresztül, a felhőben valósul meg. A GEE-ben alkalmazott módszertan több lépésből áll (2. ábra).



2. ábra: A Sárvári Farkas-erdő GEE monitoring rendszertervének folyamatábrája
Figure 2: The GEE flowchart of the planned monitoring system of Farkas-erdő of Sárvár

Az első lépés a Sentinel-2 L2A (COPERNICUS/S2_SR) atmoszférakorrektált, felszíni reflektancia értékeket tartalmazó gyűjtemény kiválasztását jelenti a GEE központi adatbázisából.

Másodikként a felhőszűrés történik meg két lépésben. Az első előszűrést jelenti, ahol csak az 5% alatti felhőborítású képeket tartottuk meg (az 5% a csempénkénti adatokra vonatkozik), a másik lépés a GEE-ben használt QA60-as bitmaszk sáv használatát, ahol a 60×60 m-es felhőmaszk csatorna 10-es és 11-es bitjének 0-s értéke a felhők hiányára utal, ezzel végezve a szűrést.

Az időtartam szűrés a vegetációs időszak első és utolsó napjának megadásával minden évre külön (pl. 2020-ra: 2020. április 15-től szeptember 30-ig) történik, mely alapján éves kompozit térképek készíthetők a vegetációs időszak pixeleinek összevonásával és a középértéket mutatva. Az aggregáció a vizsgálati terület összes képpontjára és a vegetációs időszak összes elérhető felvételére vonatkozik.

A harmadik lépésben az adatösszesítés történik: minimum, átlag, középérték, maximum, szórás alapján az adatokat össze kell vonni, hogy a nagyszámú pixel ellenére lehetséges legyen a további feldolgozás, elemzés és megjelenítés. Ennek módja hasonló az időtartam szűréshez. Ezt követi negyedikként a Vegetációs Indexek (VI) számítása az aggregált adatokból: NDVI (Normalizált Vegetációs Index), NDWI (Normalizált Nedvesség Index) és Továbbfejlesztett Vegetációs Index (EVI) térképek, majd ötödikként a VI változás rétegek számítása: NDVI Z standardizációval és NDVI változás különbség képzéssel.

A fotoszintetikus aktivitás becslésére a Normalizált Vegetációs Indexet (NDVI) (1) használja mind a TEMRE, mind a GEE rendszer, melynek számítása módja:

$$NDVI = \frac{NIR-RED}{NIR+RED} \quad (1)$$

ahol a NIR a közeli infravörös, a RED a vörös csatornában mért felszíni reflektancia érték. A TEMRE-ben használt NASA által készített MOD13Q1 termék már tartalmazza az NDVI-t (NASA 2022), a Sentinel-ek esetében ezeket elő kellett állítani (ESA 2022a, 2022b) a GEE-ben. A cikkben alkalmazott vegetációs és vízindex-ekhez különböző érzékelők csatornáinak értékeit használtuk fel (1. táblázat), tartományban (MODIS és Sentinel-2) illetve központi hullámhosszban megadva (Sentinel-3).

1. táblázat: A MODIS, OLCI és MSI műszerek spektrális érzékelési tartományai

Table 1: The spectral range of MODIS, OLCI and MSI sensors

	MODIS		Sentinel-3 OLCI		Sentinel-2 MSI	
	sáv száma	tartomány (nm)	sáv száma	közép (nm)	sáv száma	tartomány (nm)
RED	B1	620–670	Oa8	665	B4	650-680
NIR	B2	841–876	Oa17	778,75	B8	785-899
SWIR	B6	1628–1652	–	–	B11	1565-1655
BLUE	B3	459–479	Oa3	442,5	B2	458-523

Ha az erdő egészségi állapotát egy 0-tól 1-ig terjedő NDVI skálán jelöltük, ahol a 0 közeli, alacsony értékek vegetációmentes talajfelszínt vagy alacsony fotoszintetikus aktivitású vegetációt jelentenek, míg a magasabb értékek dús lombzatú, egészséges erdei vegetációt. A valóságban az NDVI kb. 0,9 között tetőzik és változik a vegetációs periódus és a növényzet állapotának (kor, koronazáródás, nedvességtartalom stb.) és típusának megfelelően. Az ettől a maximumtól jelentősen eltérő (pl. 0,5–0,7) értékek bolygatottságot jeleznek, melyek az erdőkárok után jelentkeznek.

Az NDVI értékei azonban időben nagy változatosságot mutatnak, és önmagukban nem tájékoztatnak az átlagos viszonyoktól való eltérés mértékéről. Ezért a fotoszintetikus aktivitás jellemzésére az NDVI standardizált változatát (NDVI Z) (2) használjuk, melyet az alábbi képlet segítségével számítunk ki:

$$NDVI Z = \frac{NDVI - \overline{NDVI}}{\sigma NDVI} \quad (2),$$

ahol az NDVI az év adott időszakában mért érték, NDVI az adott időszaknak megfelelő többéves átlag (2000–2020 a MODIS esetében, 2017–2020 a Sentinel-nél), $\sigma NDVI$ pedig az adott időszakra vonatkozó szórás. Az NDVI Z értékek színskáláján a negatív eltérések citromsárgával ($Z < 0$), narancssárgával ($Z < -1$) illetve vörössel ($Z < -2$), a pozitív eltéréseket világos- ($Z = 0-1$), illetve sötétzöld színekkel vannak jelölve ($Z > 1$). Az NDVI változás (3) két egymás utáni év NDVI kompozit-érték különbségét jelenti:

$$NDVI_{\text{változás}} = NDVI_{\text{év2}} - NDVI_{\text{év1}} \quad (3).$$

Az állapotváltozást mutató értékek egy -1 -től 1 -ig terjedő skálán helyezkednek el, jelen cikkben $-0,5$ és $0,5$ közötti skálát használtunk, mert ilyen értékeket vett fel az index. Az erdőkárokra a negatív, míg a regenerációra (vagy fásításra) a pozitív értékek utalnak.

A Normalizált Nedvesség Index (NDWI) a vegetáció és a talaj víztartalmára érzékeny nedvességi vagy víz index (Gao 1996), ami azon alapszik, hogy a közeli infravörös (NIR) tartományban a falevél száraz részei visszaverik a sugárzást, míg a vízzel telítettek nem. A rövid hullámhosszú infravörös sugárzás (SWIR) mindkét esetben elnyeli a sugárzást és a kettő kombinációja kiszűri a levél belső szerkezete és szárazanyag tartalma miatti eltéréseket, csak a nedvességtartalmat mutatva. A NDWI képlete (4) a következő:

$$NDWI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (4).$$

Az NDWI elviekben -1 és 1 közötti értékeket vehet fel. A vizsgált esetben 0 és $0,5$ közötti értékeket kaptunk, amiket fehértől sötétkéig terjedő kék színskálán jelöltünk. A sötétedő kék a magasabb víztartalomra utal, a világosabb a szárazodásra. Jelen tanulmányban a B11-es SWIR csatornát (1610 nm) használtuk, amit Ji et al (2011) szerint már a Normalizált Infravörös Index (NDII) kategóriába is lehet sorolni a hullámhosszak alapján. A Továbbfejlesztett Vegetációs Index (EVI) (5): magas záródású lombkorona esetén hasznos, a kék csatorna (BLUE) a talajról visszaérkező jelek és az atmoszféra hatásait csökkentve javítja az NDVI pontosságát (Huete et al 2006):

$$EVI = 2,5 * \frac{NIR - RED}{NIR + 6 * RED - 7,5 * BLUE + 1} \quad (5).$$

Az EVI is -1 és 1 közötti skálát használja, ahol az egészséges, zárt vegetáció általában kb. $0,2-0,8$ közötti értékeket vesz fel.

A hatodik lépés a valószínűségi képek (RGB) előállítás a Sentinel-2 MSI felvételek RGB (vörös, zöld és kék) csatornáinak kompozitaként. Ezt követi a megjelenítési paraméterek beállítása: paletták, határok, sávok meghatározása: színskála, vonalvastagság, középpont stb.).

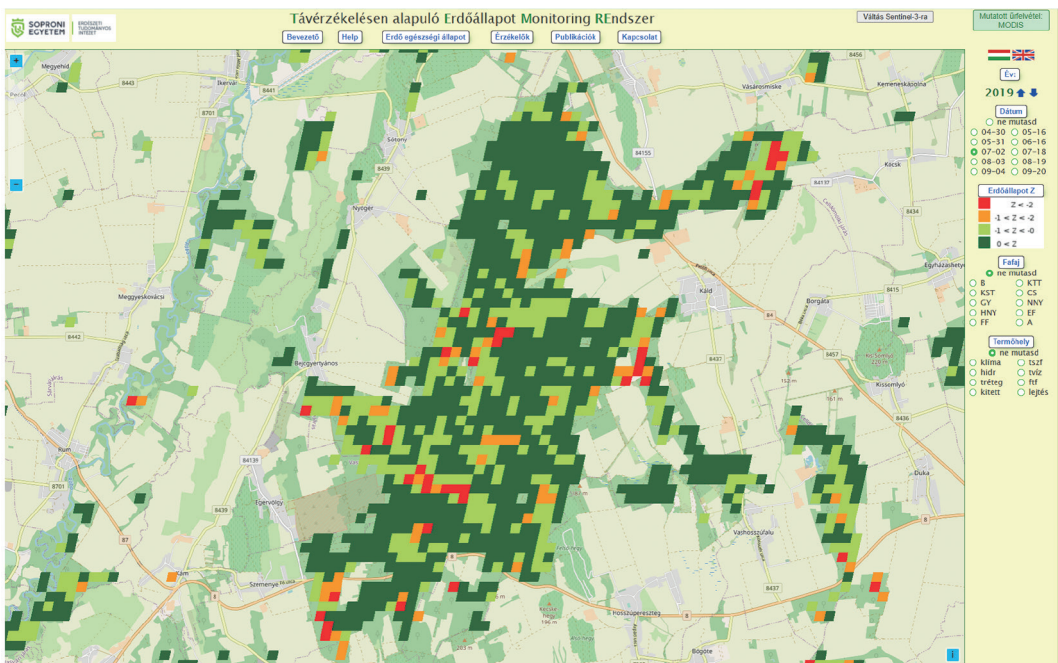
A hetedik és a nyolcadik lépésben történik a térképi megjelenítés a GEE platformon, az RGB és VI térképeké is, végül a grafikonoké: VI állapot és változás térképek éves és több éves változása összevont vonaldiagramon idősoros megjelenítéssel. Az utolsó két pontban történik a térképek kinyerése, exportálással a Google Drive-ra TIFF formátumban további elemzésre és a grafikonok kinyerése is, CSV, SVG vagy PNG formátumban szintén további elemzésre.

A rendszer tesztelése terepi káradatokkal

Az erdőmonitoring rendszer legfontosabb funkciója az erdőkárok felmérése és hatásainak műholdról történő, objektív nyomonkövetése. Ennek igazolására terepi referenciára is szükség van, melyhez az NFK és a SOE ERTI Országos Erdőkár Nyilvántartási Rendszerének (OENyR) adatait használtuk fel. Az erdőkártérképek elérhetőek az NFK weblapján 2013-tól kezdődően és évente frissítik őket (NFK EF 2020). Ezek a térképek az erdőgazdálkodók által kitöltött erdővédelmi kárbejelentőlapokra épülnek, feltüntetve a kárgyakoriságot és a kárerélyt. A gyakoriság az érintett területen, egy adott faj károsodással érintett egyedeinek aránya ugyanazon faj összes egyedeihez képest, százalékban kifejezve (0–100%). A kárerély hasonló skálán a kár súlyosságát jelzi. Ezen adatok mellett a kárral érintett területet is rögzítik, hektárban. Az így kitöltött táblázatos kárbejelentőkből geoinformatikai szoftverekkel térbeli poligonként lehet megjeleníteni az erdőrészekhez rendelve. A távérzékelés adatokból (aszálykár, fagykár fiatalosban, vadkár) készült raszterek és a poligonok térbeli átfedését megvizsgáltuk, hasonló mintázatot keresve.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A fenti módszertannal készülő valószínűségi, NDVI, NDWI, EVI, NDVI-változás és NDVI Z térképek az utóbbi négy év (2017–2020) állapotát és változását mutatják, így ezek kompozitok önmagukban és egymáshoz viszonyítva is érdekes tanulságokkal szolgálnak. A kompozitok kiértékelése során megvizsgáltuk a különböző felbontású VI térképek és a terepi káradat poligonokból készült térképek térbeli átfedését minden évben.



3. ábra: A Sárvári Farkas-erdő MODIS NDVI anomália alapú egészségi állapota 2019 augusztusában, a TEMRE-ben.

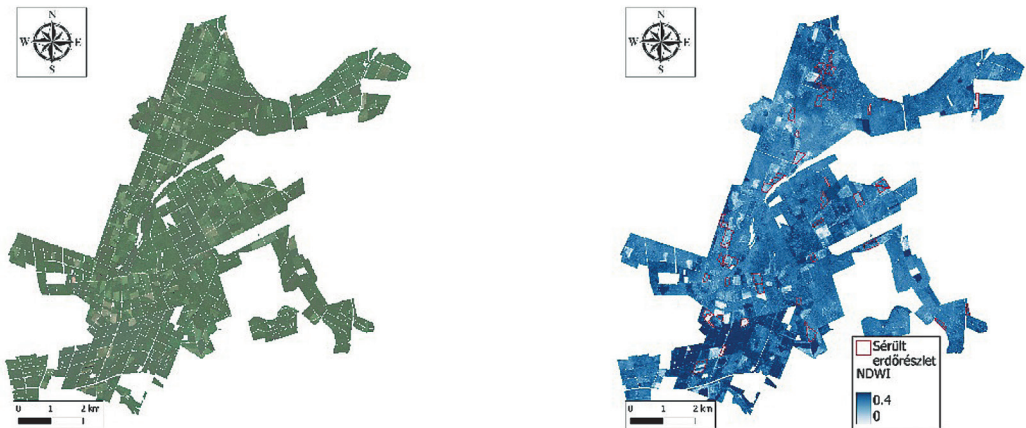
Az erdő bolygatottságát a narancssárga és piros pixelek jelzik

Figure 3: Forest health state of Farkas-erdő of Sárvár in August 2019 based on MODIS Z NDVI from TEMRE.

Forest disturbances are marked with orange and red coloured pixels

A Farkas-erdő középső részén már a közepes felbontású TEMRE-ben készült térképeken is láthatóak elváltozásra utaló sárga, narancssárga és piros pixelek 2018-ban és 2019-ben, melyek a későbbiekben részletezett vad- és aszálykárral lehetnek összefüggésben (3. ábra). Azonban a közepes felbontás nem elégséges az erdőrészleten belüli vizsgálatához, ehhez a Sentinel-2 felvételeket használtuk.

A nagyfelbontású Sentinel-2 NDVI térképeket kiértékelve elmondható, hogy 2017-ben Nyőgér, Bejcgertyános, Egervölgy, Hosszúpereszteg és Káld településhatárokon belül is számos alacsonyabb fotoszintetikus aktivitással rendelkező erdőrészlet látható (4., 5., 6., 7. ábra). 2018-ban ezek az erdőrészletek magasabb értékekkel, javulást mutattak, ami 2019-ben tovább folytatódott, egyre több zöld pixellel a térképen. Ugyanakkor ebben az évben Egervölgyben több új valószínűsíthető erdőkár keletkezett, aminek hatása 2020-ban újfent csökkent, bár látható maradt, és újabb sérült erdőrészleteket is észleltünk Bejcgertyánoson.



4. ábra: A Sárvári Farkas-erdő Sentinel alapú valós színes (a) és NDWI térképe 2019-ben (b). Az erdő bolygatottságát a valós színes képen a világosbarna, míg az NDWI térképen a fehér képpontok jelzik

Figure 4: Forest health state of Farkas-erdő of Sárvár in 2019 based on Sentinel RGB (a) and NDWI (b). Forest disturbances are marked by light brown and white coloured pixels

A feltehetőleg sérült erdőrészletek (NDVI = 0,2–0,7) jelentős területi átfedést mutatnak az OENyR adataiból származó kártérképekkel, ugyanakkor itt az erdőrészleten belüli kár mértéke és térbeli eloszlása is kimutatható. Azonban az NDVI csökkenés oka fakitermelés, illetve fafajok közti elérés is lehet, nem minden esetben erdőkár, illetve az erdőkár hatása a későbbi években is jelentkezhet, nem feltétlenül azonnal.

A valószínes kompoziton ugyancsak kimutatható 2019-ben (4a. ábra), hogy több a szürkés-barnás erdőrészlet a korábbi zöldhöz képest 2018-ban. Ugyanakkor ennek az okai termőhelyi és erdőgazdálkodási sajátosságok is lehetnek, egyelőre ez nem meghatározható teljes biztonsággal. 2020-ban még egyértelműbben látszik a vegetációmentes, barnás-szürkés talajfelszín Bejcgertyánoson, melyek valószínűleg fakitermelés eredményei. Ez ugyanakkor lehet a korábbi erdőkár következménye is.

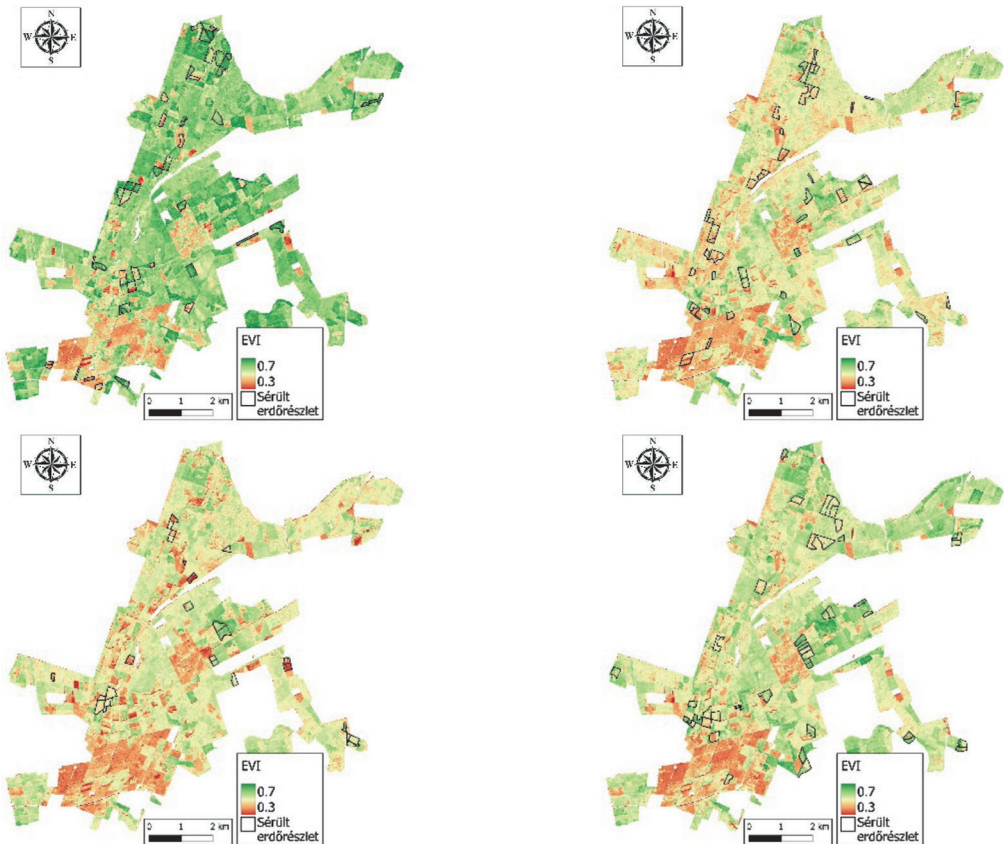
Ha az elmúlt évek közötti NDVI eltérést vizsgáljuk, akkor látható a különbségtérképen, hogy a 2017-ben bekövetkezett jégkár, a 2018 nyarán bekövetkezett aszálykár (narancssárgával jelölve) számos erdőrészletet érintett Bejcgertyános közigazgatási határán belül, ami még 2019-ben és 2020-ban is kimutatható 2020-ban újabb öt helyen észlelhető jelentős negatív változás (pirossal mutatva), ugyanakkor a korábban észlelt sérülések regenerálódni látszanak (sötét zölddel jelölve).

Az aszálykár és részben a vadkár látható a nedvességtartalmat mutató NDWI térképeken (4b. ábra), utóbbi foltokban, nehezebben észlelhetően, hiszen a műhold a lombkorona állapotáról ad információt, tehát nem észleli a törzset ért károsodást, ami azonban idővel jelentkezhet a lombzaton is. A 2017-es kezdőállapothoz

képest a következő két évben általános szárazodás figyelhető meg éves szinten, amit 2020-ban egy nedvebb periódus követett. Szembetűnő a Farkas-erdő déli részén lévő erdei fenyő állományok jelentősen magasabb nedvességtartalma a középső részen általános kocsányos tölgy és a gyertyán állományokhoz képest. A monitoring rendszer tehát alkalmas a különböző fajok állapotváltozásának követésére is.

Az NDVI különbségtérképen is megfigyelhető a fajok elkülönülése, az erdefenyő állományok kisebb változatosságot mutatnak állapotukat tekintve (homogén sárga terület), míg a középső részen a gyertyán és a tölgy nagyobbat (narancssárga foltok csoportosan és elszórva is). Ha egy adott fajra részletesebb elemzést szeretnénk készíteni, lehetséges az adatok szétválogatása és elemzések futtatása a kívánt célfajra, amivel pontosabban skálázott térképeket kaphatunk.

A Továbbfejlesztett Vegetációs Index (EVI) térképek is érzékenyebbek a fajaj különbségekre, mind a négy éves medián kompozit térképen jól látható a Farkas-erdő északi és középső, túlnyomóan lombos és a déli, főként tűlevelű erdővel borított részének különbsége. Továbbá Káld község határon belül (az erdő középső részén) megfigyelhető egy kocsánytalan tölgyes-cseres tömb elkülönülése is a környezetétől (5. ábra).

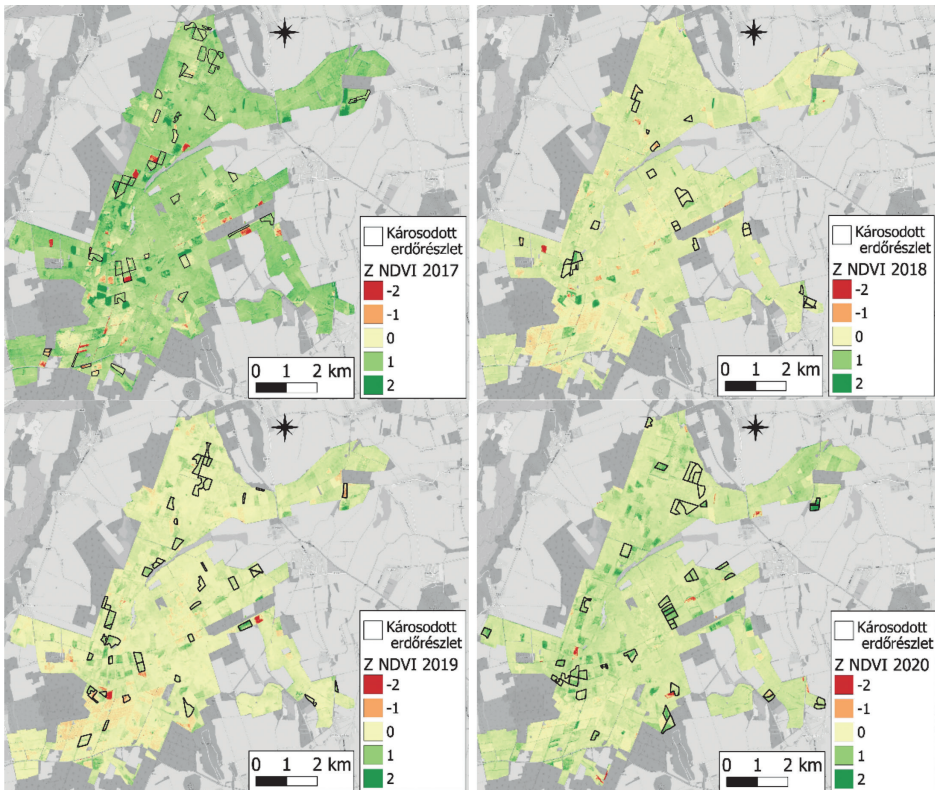


5. ábra: A Sávári Farkas-erdő éves medián EVI állapottérképe 2017-ben (a), 2018-ban (b), 2019-ben (c) és 2020-ban (d) a GEE monitoring rendszerben. Látható az erdő déli részén elterülő fenyvesek elkülönülése a lombhullató erdőktől

Figure 5: Annual median EVI maps of Farkas-erdő of Sávár in 2017 (a), 2018 (b), 2019 (c) and 2020 (d) in the GEE monitoring system. Separation of coniferous stands from deciduous stands is visible on the southern part of the forest

Az NDVI állapot és NDVI változás térképeken kívül előállítottuk a standardizált NDVI-t (Z NDVI), aminek kiszámításához felhasználtuk a GEE-ben elérhető összes műholdképet 2017 és 2020 között. A Z NDVI az adott év középértékét hasonlítja az elmúlt évek összesített középértékéhez és szórásához, így még jobban ki lehet mutatni a hosszú távon a 'normális' állapottól való eltérést, mint egy egyszerűbb különbségtérképen. Fontos megemlíteni, hogy a 2017 óta elérhető Sentinel-2 L2A felvételek száma korlátozó tényező, trendszámítás szempontjából nem hasonlítható megbízhatóságában a 21 éves MODIS idősorhoz. Ez tehát egyelőre a rendszer bizonytalanságának is tekinthető, ami az évek során javulni fog, ahogy folyamatosan nő a felhasználható, újabb űrfelvételek száma.

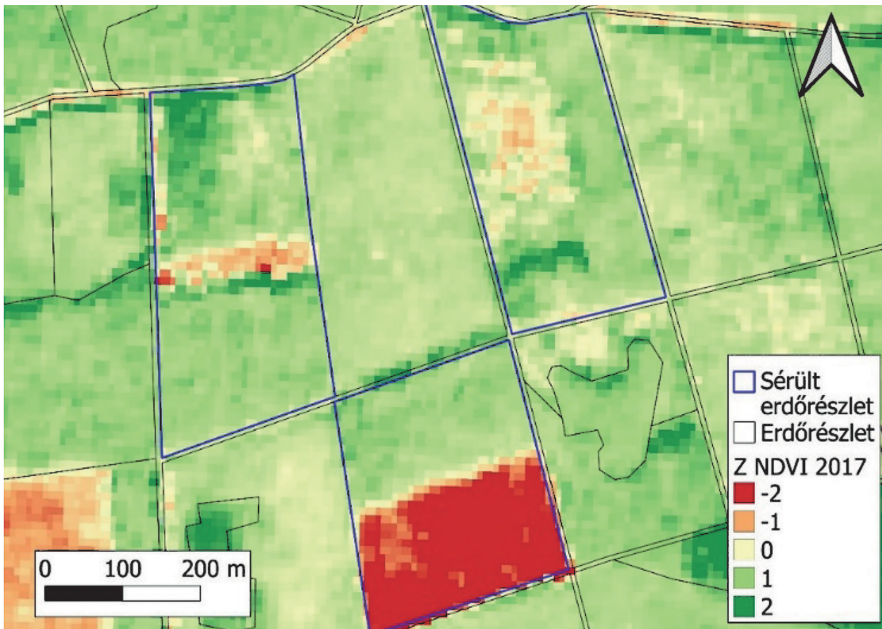
Az elmúlt négy évről készült Z NDVI térképeken (6. ábra) pirossal (Z NDVI < -2,5) jelennek meg a negatív irányban változott erdőrészteltek (fakitermelés vagy erdőkárr), sárgával a kis változást mutató területek (-0,5 < Z NDVI < 0,5) és sötétzölddel, a jelentősebb, de pozitív irányú változások (Z NDVI > 2,5), melyek regenerálódásra utalnak. A 2017-es alapállapothoz képest 2018-ban és 2019-ben állapotromlást lehet kimutatni ezzel az index-el is sárga alapszínnel, majd 2020-ban javulást zölddel. A jelentős károsodások vagy fakitermelések pirossal jelennek meg mindegyik térképen, jól elkülöníthető módon. A terepi felméréssel készült káradatak kék kerettel jelennek meg és 2017-ben a Farkas-erdő középső és déli részén (Bejcgvertános, Csipkerek) átfedést mutatnak egymással, míg 2018-ban és 2019-ben kevesebb sérülés mutatható ki a műholdképeken, sőt 2020-ban regeneráció figyelhető meg az erdő ugyanezen részein, az említett községathárokon belül.



6. ábra: A Sárvári Farkas-erdő éves Z NDVI értékeken alapuló erdőállapottérképe 2017-ben (a), 2018-ban (b), 2019-ben (c) és 2020-ban (d) a terepi kárbejelentőkkel összevetve

Figure 6: Forest health state maps of Farkas-erdő of Sárvár based on annual Z NDVI values in 2017 (a), 2018 (b), 2019 (c) and 2020 (d) compared to field surveys

A VI térképek nagy felbontása láthatóvá teszi az alrészlet szintű változásokat is (7. ábra). A 2019-es évben terepi felmérés alapján bejelentett erdőkárok területi lefedettsége csak részben egyezik meg az űrfelvételeken detektált, többnyire negatív irányú változásokat mutató képpontokkal, de a súlyos sérülést elszenvedett részleteket mindkét módszer kimutatta. A Bejcgertyános 68A és 71A erdőrészletet jó példák erre. Ugyanakkor a tarvágások is megjelennek a térképeken a Bejcgertyános 64A, 66C, 67C, 69B részletekben, amik nem erdőkárok, bár alacsony NDVI értékeket mutatnak a megváltozott erdőborítás miatt. A gyenge és/vagy elszórtan jelentkező károsodásokat pl. a Bejcgertyános 64B esetében nem mutatta ki a távérzékelési módszer, így erre a célra csak korlátozottan alkalmazható. Fontos megjegyezni még, hogy a két módszer adatgyűjtési ideje nem egyezik meg teljesen, tehát előfordulnak állapotváltozások (főleg tarvágások), amik a műholdkép készítés idején még nem voltak jelen vagy látható a képeken olyan sérülés, amit még a terepen nem rögzítettek abban az évben.



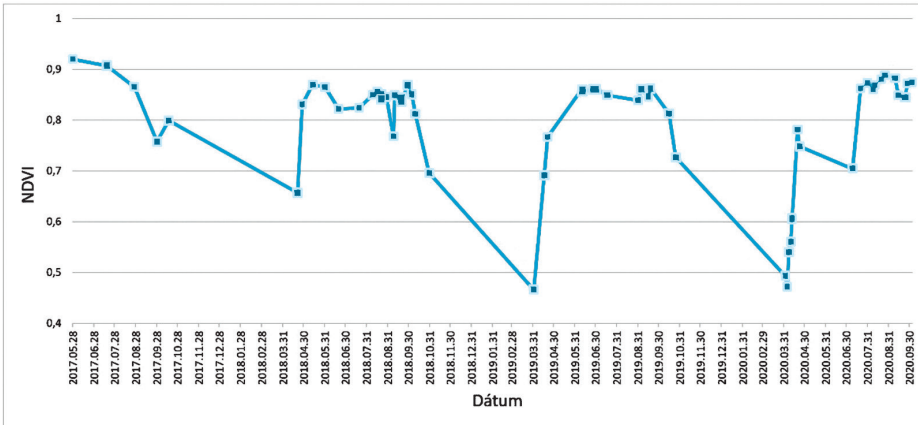
7. ábra: A Sárvári Farkas-erdő egészségi állapotváltozása Z NDVI értékekkel 2017-ben az erdővédelmi kárbejelentő lapokon bejelentett sérülésekkel összevetve

Figure 7: Forest health change of Farkas-erdő of Sárvár derived from NDVI (a) between 2018 and 2019 and based on field survey aggregation from 2019 (b)

Az antropogén beavatkozások (fakitermelés, gyérités, fajajcsere) az erdőkárokhoz hasonlóan negatív irányba mozdítják el a VI értékeket, melyek térbeli lehatárolásában az erdőgazdálkodó által szolgáltatott faki-termelési adatok tudnak segítséget nyújtani. Az erdőgazdálkodás során a változások követik az erdőrészlet határokat, míg az erdőkárok esetén nem, így részben meg lehet különböztetni a kétfajta változást (7. ábra).

A térképi megjelenítés mellett grafikonon is ábrázoltuk az adatokat. Ezek kiértékelése történhet heti, havi és éves kompozitokkal is, a részletes idősoros adatelemzés alapjaként. Az adatok grafikonon való megjelenítésére és letöltésére példa egy tipikus NDVI görbe (8. ábra), mely a teljes Farkas-erdő medián értékeit ábrázolja. Láthatjuk a vegetációs időszak elejének megfelelő gyors felfutást minden év áprilisában a lombfakadaskor, a tetőzést júliusban (teljes lombzat és növekedés) és lassú csökkenést szeptemberig. Ősszel a fotoszintetikus aktivitás jelentősebben elkezdi csökkenni, majd késő ősszel és télen eléri a minimumot, a vegetáció nyugalmi állapotában.

Ha károsodás következik be az erdőben, a görbe lefutása eltér a normálistól, az eltérés mértékből tudunk következtetni a károsodás súlyosságára. A 2018-as látszik egy tizedes visszaesés az NDVI görbén, ami a fotoszintetikus aktivitás csökkenésével van összefüggésben az adott időszakban, ami bolygatottságra utal, ami akár az aszály hatása is lehet. A 2019-es év lefutási görbéje közelít az ideálishoz, bár ez a felhasznált műholdképek mennyiségétől is függ, aminek fejlesztésén még dolgozni kell, hiszen adathiány is látható a görbén.



8. ábra: A Sárvári Farkas-erdő egészségi állapota NDVI medián grafikonon ábrázolva 2017 és 2020 között.

Figure 8: NDVI median graph of Farkas-erdő of Sárvár between 2017 and 2020 in the GEE monitoring system.

Elviekben minél több képet használunk fel, annál több időpontról lesz adatunk és finomodik az elérések detektálása is, ami kevés képnél problémás lehet, mert pl. 2019 szeptemberében hiány látható a grafikonon, vagy 2020 júliusára sincs egyetlen elérhető közel felhőmentes felvétel sem, így törés látható a görbén. Illetve a 2018 júliusi csökkenés is lehet az 5% alatti felhőborítás hatása. Ezt a felhőmaszk továbbfejlesztésével lehetne korrigálni, hiszen a felhasznált űrfelvételek számát nem lehet akármennyig növelni, tehát a meglévő felvételek felhős pixeit kell jobban kiszűrni. Továbbá a VI görbék fajfaj specifikus szűréssel tehetők még pontosabbá és több információt hordozóvá. Mindezek publikus térképi megjelenítése a Google App Engine segítségével lehetséges.

ÖSSZEFOGLALÁS

A GEE felhőszolgáltatásán alapuló rendszer sikeresen alkalmazható a Sárvári Farkas-erdőre. A vizsgálati időszakra, 2017 és 2020 között, a nagyfelbontású ESA Sentinel-2 űrfelvételek feldolgozása, elemzése és megjelenítése éves index és valószínűségi kompozitok formájában történt meg, melyekkel lehetővé vált az erdő egészségi állapotváltozásának folyamatos és térbelileg pontos nyomonkövetése mind térképi, mind grafikonos formában. A vegetációs és nedvességi indexekből készült térképekkel és grafikonokkal a szárazodás és a fagykár hatásait is ki lehetett mutatni, a közepes felbontású MODIS felvételekhez képest pontosabban, így a rendszer fejlesztése sikerült.

Ugyanakkor a rendszer továbbfejlesztése szükséges. A helyi erdőgazdaság közreműködésével korábbi terepi erdőkár, illetve fakitermelési adatok rendszerbe integrálása lenne célszerű, továbbá a felhőmaszk fejlesztése és a fajspecifikus index létrehozása is indokolt és hasznos volna. Ehhez a TEMRE adatai is felhasználhatók, hiszen ott minden főfajra 20 éves távérzékelési adatsor áll rendelkezésre, ami akár a GEE alapú monitoring számítási képleteibe is beépíthető.

Ezt a monitoring rendszert az elmúlt négy év erdőkárainak kimutatásával teszteltük, azonban alkalmas lehet a jövőbeli károk kimutatására is, továbbá az adatgyűjtést és feldolgozást automatizálni is lehet, amivel folyamatosan elő lehet állítani az erdőállapot térképeket, nemcsak éves, de akár havi, sőt heti rendszerességgel is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen publikáció az EFOP-3.4.3-16-2016-00022 „QUALITAS Minőségi felsőoktatás fejlesztés Sopronban, Szombathelyen és Tatán” című projekt támogatásával valósult meg.

A szerzők köszönetet mondanak Hirka Anikónak (SOE ERTI) és az NFK Erdészeti Főosztályának az OENyR adatokért, valamint a Szombathelyi Erdészeti Zrt-nek az erdőrésztlet határokért. Külön köszönet Somogyi Zoltánnak (SOE ERTI) a lektorálásáért és a kézirattal kapcsolatos hasznos tanácsokért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Amerikai Nemzeti Repülési és Űrhajózási Hivatal (NASA) 2022: MODIS Specifications. Online: <https://modis.gsfc.nasa.gov/about/specifications.php>
- Európai Űrügynökség (ESA) 2022a: Sentinel-2 MSI, Radiometric Resolutions. Online: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/resolutions/radiometric>
- Európai Űrügynökség (ESA) 2022b: Sentinel-3 OLCI, Radiometric Resolution – 21 bands in VIS/SWIR. Online: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-3-olci/resolutions/radiometric>
- Gao B.-C. 1996: NDWI – A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment*, 58: 257–266.
- Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S., Thau D. & Moore R. 2017: Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*.
- Hamunyela E., Rosca S., Mirt A., Engle E., Herold M., Gieseke F. & Verbesselt J. 2020: Implementation of BFASTmonitor Algorithm on Google Earth Engine to Support Large-Area and Sub-Annual Change Monitoring Using Earth Observation Data. *Remote Sens.*, 12: 2953.
- Huete A. R., K. Didan Y. E., Shimabukuro P., Ratana S. R., Saleska L. R., Hutyrá W., Yang R. R., Nemani & R. Myneni 2006: Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season, *Geophys. Res. Lett.*, 33, L06405, <https://doi.org/10.1029/2005GL025583>.
- Nemzeti Földügyi Központ Erdészeti Főosztálya (NFK EF) 2020: Országos Erdőkár Nyilvántartási Rendszer. Online: <https://erdoterkep.nebih.gov.hu/erdokar/index.htm>
- Osei J.C., Andam-Akorful S. & Osei Jnr E. 2019: Long Term Monitoring of Ghana's Forest Reserves Using Google Earth Engine. <https://doi.org/10.20944/preprints201909.0016.v1>.
- Somogyi Z., Koltay A., Molnár T. & Móricz N. 2018a: Forest health monitoring system in Hungary based on MODIS products. In: Molnár V. É. (ed): *Az elmélet és a gyakorlat találkozása a térinformatikában IX.: theory meets practice in GIS, Debreceni Egyetem, IX. Térinformatika Konferencia és Szakkiállítás. Debrecen, ISBN 978-963-318-723-4, 325-330.*
- Somogyi Z., Koltay A., Molnár T. & Móricz N. 2018b: Távérzékelésen alapuló Erdőállapot Monitoring Rendszer (TEMRE). *Erdészeti Lapok*, 153: 9:277–279.
- Chen S., Woodcock C., Bullock E., Arevalo P., Torchinava P., Peng S. & Olofsson P. 2021: Monitoring temperate forest degradation on Google Earth Engine using Landsat time series analysis. *Remote Sensing of Environment*, 265, 112648. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112648>.

Érkezett: 2021. október 19.

Közlésre elfogadva: 2021. december 22.

A MAGYARORSZÁGI HOSSZÚ LEJÁRATÚ ERDÉSZETI TARTAMKÍSÉRLETI HÁLÓZAT FENNTARTÁSÁNAK KORSZERŰ IRÁNYELVEI, ADATFELDOLGOZÁSI MÓDSZEREI ÉS LEGFONTOSABB EREDMÉNYEI

Kollár Tamás¹ és Borovics Attila²

¹Soproni Egyetem – Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

²Soproni Egyetem – Erdészeti Tudományos Intézet, Nemesítési Osztály

Kivonat

A magyarországi hosszú lejáratú erdészeti tartamkísérleti hálózatot 1962-ben alapították Solymos Rezső irányításával, azóta az Erdészeti Tudományos Intézet folyamatosan fenntartja a hálózatot és vizsgálja adatait. A hálózat fenntartásának alapvető céljai változatlanok annak megalapítása óta. Elsődleges célja, hogy megfelelő bázist nyújtson az erdőművelési és fatermési kutatásoknak Magyarországon. A kísérleti hálózat bükk (*Fagus sylvatica*), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), cser (*Quercus cerris*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), gyertyán (*Carpinus betulus*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*), erdei fenyő (*Pinus sylvestris*), fekete fenyő (*Pinus nigra*) és lucfenyő (*Picea abies*) fajokból álló erdőállományokban található. Több mint 3000 parcella, közel 11000 felvételi jegyzőkönyvnek adataival rendelkezünk (átmérő, magasság, osztályozás), melyekből 6600 feletti jegyzőkönyv digitálisan hozzáférhető és felhasználható. Körülbelül 1200 parcella jelenleg is élő mintaterület. Összefoglaljuk a kísérleti parcellák kitérésének, felvételének és fenntartásának részletes módszertanát, és a tartamkísérletek eredményei alapján eddig készült legfontosabb publikációkat. Ezek közül kiemelkedőek a fajajonként készült országos fatermési táblák és erdőnevelési modellek, amelyeket az újabb adatok birtokában szükséges megújítani.

Kulcsszavak: hosszú lejáratú erdészeti tartamkísérletek, kísérleti irányelvek, fatermési táblák, erdőnevelés modellek, fatermési adatbázis, ökológiai kutatások

THE UPDATED METHODOLOGICAL DIRECTIVES OF DATA PROCESSING AND MAINTAINANCE OF THE HUNGARIAN LONG TERM FORESTRY EXPERIMENTAL NETWORK, AND ITS MOST IMPORTANT RESULTS

Abstract

The Hungarian long-term forestry experiment network was established in 1962, with the lead of Rezső Solymos, The Forest Research Institute has been running the network continuously since that time and its data are under research. The basic objectives of the network are unaltered since the establishment. The primary aim was to create a suitable basis for silvicultural and forest yield research in Hungary. The experiment plots take place in forest stands of common beech (*Fagus sylvatica*), sessile oak (*Quercus petraea*), Turkey oak (*Quercus cerris*), pedunculated oak (*Quercus robur*), hornbeam (*Carpinus betulus*), common ash (*Fraxinus excelsior*), Scots pine (*Pinus sylvestris*), black pine (*Pinus nigra*) and Norway

Levelező szerző/Correspondence:

Kollár Tamás, 9600 Sávár, Várkerület 30/A; kollar.tamas@uni-sopron.hu

spruce (*Picea abies*). More than 3000 plots, about 11 000 survey reports (diameter, height, classification) are available, from which more than 6600 survey reports are digitally accessible. About 1200 plots are still monitored. The detailed methods of alignment, measurement and maintenance of the experimental plots and the most important publications of the long-term experiments are summarized. From these, the national forest yield tables and silvicultural treatment models are significant, but with the possession of new data, reformation is necessary.

Keywords: long-term forestry experiments, experiment directives, yield tables, silvicultural treatment models, yield database, ecological studies

BEVEZETÉS

A XX. század közepére egyre sürgetőbbé vált az igény olyan szakmai útmutatásokra, amely az értékes tapasztalatokon túl számszerű eligazítást adnak az erdőműveléssel és az erdők fatermésének meghatározásával foglalkozó szakember számára.



1. ábra: Dr. Solymos Rezső ismerteti a Lajos-forrási kísérletet. 1962.10.07. (Jérôme 1963)
Figure 1: Dr. Rezső Solymos is reviewing the experiment at Lajos-spring. 07.10.1962. (Jérôme 1963)

Birck Oszkár, Kiss Rezső, Márkus László, Solymos Rezső és Tallós Pál együttműködésével indult el a máig ható gondolat: „Az erdőnevelési és fatermési kutatásokban csak hosszú ideig tartó, jól szervezett és megalapozott munkával lehet eredményt elérni. Szükséges, hogy ezek a kutatások egységes alapelvek szerint folyjanak az ország területén. E célra kísérleti területeket kell kijelölni, melyeken azonos módon végzik a kitérészt, a felvételeket és a kezelést.” Birck Oszkár és kollégái ezekkel a mondatokkal vezették be a hosszúlejáratú erdőnevelési és faterméstani kísérleti területek kitérésének, felvételének és fenntartásának irányelveit összefoglaló cikküket (Birck et al 1962). Három évtized után Béky Albert és munkatársai összefoglalták a hosszúlejáratú erdőnevelési és faterméstani kísérleti területek létesítésének, felvételének és fenntartásának továbbfejlesztett irányelveit (Béky et al 1993). Azóta újabb három évtized elteltével célszerű összefoglalni az erdészeti tartamkísérletek elmúlt hat évtizedének korábbi eredményeit, a kísérlet módszertanában bekövetkezett változásokat, az adatbázis jelenlegi rendszerét, feldolgozási módszereit és jövőbeli terveit is.

ELŐZMÉNYEK

Kaán Károly már 1905-ben felvetette az erdőnevelési kísérleti területek létrehozásának szükségszerűségét, azonban az akkori erdészeti kísérleti ügy még nem volt alkalmas ennek végrehajtására (Kaán 1905). Az 1900-as évek elejétől ugyan létesültek Magyarországon erdőnevelési kísérletek, melyeket olyan neves erdészeti személyiségek kezeltek és vizsgáltak, mint Vadas Jenő, Czillinger János, Roth Gyula, Fekete Zoltán és Rónai György, azonban ezek a kísérletek jellemzően egyedi módszertannal létesültek (Birck et al 1962). Több előző tervezet nyomán Majer Antal tett javaslatot erdőnevelési kísérletek kialakítására és vizsgálati módszerére (Majer 1957), végül az 1962-ben megjelent útmutató tekinthető az erdészeti tartamkísérleti hálózat alapjául szolgáló módszertannak (Birck et al 1962).

CÉLOK ÉS IRÁNYELVEK

A kísérletek irányelveit – melyek egységes keretbe foglalták az Erdészeti Tudományos Intézetben Dr. Solymos Rezső vezetésével újjáalakított Erdőművelési és Fatermési Osztály későbbi munkáját; 1961. december 4-én vitatták meg a Magyar Tudományos Akadémián. A kutatócsoport megalakításában és a kísérleti hálózat fenntartásában kiemelkedő szerep hárult Solymos Rezsőre, aki osztályvezetőként, illetve később akadémikusként kiharcolta eme hatalmas nagyságrendű kutatás megkezdését és évtizedekig való fenntartását (Solymos 2013ab).

A tartamkísérleti hálózat fenntartásának alapvető céljai kibővültek a hálózat megalapítása óta. Elsődleges célja az volt, hogy megfelelő bázist nyújtson az erdőművelési és fatermési kutatásoknak. Ezek a célok a későbbiekben tovább bővültek az újabb kutatási igények és társadalmi elvárások megjelenésével az azóta eltelt évtizedekben (Birck et al 1962, Béky et al 1993).



2. ábra: Solymos Rezső és Béky Albert mutatják be a tartamkísérleti hálózatot Németh Tamásnak, az akadémia akkori főtitkárának, Bejcgertyános, tölgy erdőnevelési sor, 2008.07.04.

Figure 2: Rezső Solymos and Albert Béky are presenting the long-term forestry experiment network to Tamás Németh, the former secretary general of the academy, Bejcgertyános, oak silvicultural treatment row, 04.07.2008.

Az erdőnevelési és faterméstani kutatások érdekében létesített kísérleti területek a következő célok megvalósítását szolgálják:

- Az ország főbb erdőtípusaiban a fatermesztési célú állományok nevelési irányelveinek meghatározása.
 - Milyen időpontban kell elkezdni az egyes nevelővágásokat?
 - Milyen a nevelővágások célszerű erélye és mennyi legyen a visszatérés ideje?
 - Milyen hatással vannak a nevelővágások az összes fatermésre?
- Az erdők természetes felújulásának lehetőségei és módjai.
- Állományszerkezeti és fatermési mutatók vizsgálata, mely kiterjed:
 - a faállományok külső szerkezeti tényezőire (záródás, sűrűség, elegyarány),
 - a faállományok belső szerkezeti tényezőire (alakszám, körlap stb.),
 - egyes fák fatermésére és
 - faállományok fatermésére (fatömeg és fatermési táblák szerkesztése).

A TARTAMKÍSÉRLETI HÁLÓZAT

A kísérleti hálózat lefedi a magyarországi, gazdasági szempontból legfontosabb fafajok kor- és termőhelyi spektrumát, ezáltal részletes adatokat szolgáltat a fatermési kutatásokhoz. A jelenlegi kutatási struktúrában nem foglalkozunk a nemesnyárok, illetve az akác faterméstani kutatásával, mivel ezeket célzottan és a fajtaelőállító nemesítéssel összekötve kiemelten vizsgálják az ERTI-n belül. Egyes fafajok, mint a lucfenyő (*Picea abies*) (LF) és feketefenyő (*Pinus nigra*) (FF) a kiinduló állapothoz képest jelentősen veszítettek erdészeti jelentőségükből, ezért ezek feldolgozására jelenleg kisebb hangsúlyt tudunk fektetni.

A kísérleti hálózat az alábbi főfafajú állományokra nézve rendelkezik részletes fatermési adatbázissal:

- bükk (*Fagus sylvatica*) (B)
- kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) (KTT)
- kocsányos tölgy (*Quercus robur*) (KST)
- cser (*Quercus cerris*) (CS)
- gyertyán (*Carpinus betulus*) (GY)
- magas kőris (*Fraxinus excelsior*) (MK)
- erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) (EF)

E fafajok korábbi jegyzőkönyveinek digitalizálása a lombos fafajok esetében befejeződött. Az élő parcellák felvételezése folyamatos. A jelenlegi adatbázisban az 1. táblázatban megadott parcellák állnak rendelkezésre.

1. táblázat: A magyarországi erdészeti tartamkísérleti hálózat parcelláinak mennyiségi összefoglalása
Table 1: The quantitative summary of hungarian long term forestry experimental network plots

Fafaj csoport	B	KTT	CS	KST	GY	MK	EF	FF*	LF**	Összesen
Parcellák száma	383	258	373	255	118	148	961	410	116	3022
Összes adat	1908	1421	984	1132	505	328	3251	1151	229	10909
Átlagos visszatérések száma	5	6	3	4	4	2	3	3	2	4
Visszatérések átlagos ideje (év)	7	6	10	7	6	10	7	6	8	7
Digitalizált és feldolgozott	1518	1249	923	1009	460	249	681	401	149	6639
	80%	88%	94%	89%	91%	76%	21%	35%	65%	61%

* az eredeti jegyzőkönyvek tárolási helye nem ismert, de a részletes regiszterek elérhetőek

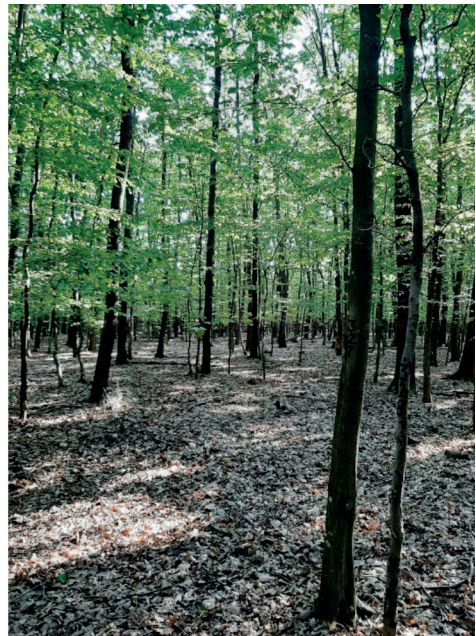
** kizárólag digitális anyagok lehetők fel, regiszterek nincsenek meg, az eredeti jegyzőkönyvek tárolási helye nem ismert

A fent említett fajokból jelenleg 3000 feletti parcella (kb. 500 ha mintaterület) közel 11 000 jegyzőkönyvének adataival rendelkezünk, egyes esetekben akár 60 éves vizsgálati időszakot is lefedve. Ezek közül jelenleg több mint 6600 jegyzőkönyv digitálisan hozzáférhető és felhasználható. Fontos megjegyezni, hogy ezek közül már csupán kb. 1200 parcella (kb. 200 ha) lehet jelenleg is élő mintaterület, a többi parcella elérte vágáskorát, vagy egyéb okokból álltak le a kísérletek.

A kísérleti parcellák típusai

Fatermési parcellák, melyek célja, hogy lefedjék a magyarországi fafajok kor és termőhelyi spektrumát. Ezeket a parcellákat üzemi gyérítési elvek alapján kezelik, tehát az országos és helyi gyérítési elveket veszi figyelembe a gazdálkodó, a kísérlet nem befolyásolja az itt végzett erdőművelési munkákat. Minden hasonló módszertannal felvételezett kísérleti parcella fatermési parcellaként is felhasználható, amennyiben lombzata zárt, kora ismert, faállománya többnyire egy főfafajból áll, és felvételezése folyamatos (pl. kísérleti sorok, intenzív monitoring parcellák, egyéb kitézések).

Erdőnevelési kísérleti sorok esetében azonos termőhelyen és korban (általában egy erdőrészleten belül) több (minimum 3) parcella található. Ezekben a sorokban található kontroll terület, ahol tiltott a fakitermelés, egy üzemi gyérítésű parcella, és több különböző mértékben gyérített parcella, melyeken a különböző erélyű nevelővágásoknak a növedék alakulására gyakorolt hatása vizsgálható. A kísérletek időtartama miatt sajnálatos módon a kontroll parcellák ritkán tekinthetők teljesen beavatkozástól mentesnek, jellemzőbb, hogy hosszú távon, mint a legkisebb gyérítési erélyű parcellaként vizsgálhatóak.



3. ábra: kontroll és erősen gyérített parcella egy 66 éves bejcggyertyánosi gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőnevelési sorban, 2021.08.12.

Figure 3: control and intensely thinned plots at a 66 year old hombeam-sessile oak silvicultural treatment raw in Bejcggyertyános, 12.08.2021.

Az erdőnevelési kísérleti sorok speciális altípusai az alábbiak:

Ültetési hálózati kísérleteket leginkább az ültetvényyszerű fajok (elsősorban erdei-, fekete- és lucfenyő, illetve akác és nemes nyárok) esetében létesítettek nagyszámú parcellával annak vizsgálatára, hogy a különböző ültetési hálózatokban különböző eréllyel végzett nevelővágások hatására miként alakul az adott faállomány növedéke, illetve fatermése.

Fajaj összehasonlító sorok esetében azonos termőhelyen különböző fajokkal létesítették az erdőnevelési sorokat vagy ültetési hálózati kísérleteket. Térben távolabbi, de hasonló termőhelyen álló, hasonló korú, de különböző fajfajú állományok is vizsgálhatóak.

Technológiai sorok esetében valamely erdőnevelési vagy fakitermelési technológia kipróbálására állítottak be erdőnevelési sorokat. Ide tartoznak a tisztítási kísérletek is.

A kísérleti területek egymásra épülve építik fel az országos erdészeti tartamkísérleti hálózatot. Egy kutatási sor adott főfafaj esetében tartalmazza a változatos korú és termőhelyű parcellák és kísérleti sorok összességét, melyek így elméletileg lefedik az adott faj országos magassági szórásmezijét.

Kísérleti parcellák kitűzésének, felvételének és fenntartásának módszertana

A kísérleti parcellák területe változó. A kísérletek kezdetén az 50 m×50 m oldalhosszúságú derékszögű négyzet kísérleti területek kitűzése volt a legjellemzőbb, később a jellemző méretet 33,3 m×33,3 m-re csökkentették költséghatékonysági megfontolásokból, azonban ennél kisebb és nagyobb parcellák is kerültek kitűzésre. A terület mérete függ az állomány korától a kitűzés idején, vagy egyéb szempontoktól is, mint pl. a terepadottságok vagy elegendő állomány faj szerkezete. A parcella alakja is eltérhet a szabályos négyzettől, amennyiben azt az erdőrészlet területe, alakja és állományviszonyai indokolják. Kísérletek kör alakú parcellákkal is, melyek azonban nem váltak elfogadottá (Kiss 1964). Nagy egyedszámú fiatal állományokban általában kisebb, a kis egyedszámú, idősebb állományban általában nagyobb parcellákat tűztek ki. A parcellákhoz elméletileg védősávok is tartoztak (kísérleti parcella + védősáv = kísérleti tábla), ahol kísérleti felvételezés már nem folyt, azonban a gyéritések módját a kísérlethez kellett igazítani. Ezek a védősávok a későbbi kitűzéseknél már hiányoztak, és a parcellák közvetlenül egymás mellé is kerülhettek. A parcellák sarokpontjait kezdetben szabványosan meghatározott, földbe ásott oszloppal és határ halommal állandósították. Ilyen kutatástörténeti emlékeket ritkán még találni a mintaterületeken. Később a kitűzött sarokponthoz legközelebb eső parcellán kívüli fa dupla, kék körgyűrűvel való festése vált általánossá. A parcellák széleit a parcellán kívül eső egy sor fának a befelé nőző oldalán történő kék vonallal festették meg. A védősávokat korábban világoskék festéssel jelölték, azonban ezeket már nem festjük újra. A parcella helyét vázrajzon szükséges jelölni. A parcella hozzátétőleges helyének GPS koordinátáját is rögzítjük. Terveink szerint az élő parcellák helyének geodéziai pontosságú bemérése is megtörténhet a közeljövőben, mellyel lehetőséget teremthetünk a térinformatikai és faterméstani kutatások összekapcsolására.

A parcellában található faegyedeket sorszámmal és a mérési hely megjelölésével kell ellátni. A mellmagassági átmérő mérési helyét „T” alakú vonallal jelöljük, 1,3 méter magasságban (mellmagasság), fekete festéssel. Erre a jelre helyezve, majd pedig 90 fokkal elfordulva kell az átmérőméréseket végrehajtani. A sorszám festése a mérési jel felett található, szintén fekete festéssel. Sok helyen még a korábban alkalmazott fehér festés is látszik a fákön. Barázdált kérgű fajok esetében vonókéssel alakítjuk ki a sorszám festéséhez az úgynevezett tükröt a fatest megsértése nélkül. A fák sorszámozása a parcella egyik sarkából kiindulva fasonként vagy pár méter széles sávonként kígyóvonalonban történik. Minden faegyed sorszámot kap. A parcella szélét jelző festéseket, sorszámozást és mellmagassági átmérő mérési helyét az újrafelvételezésekkor szükséges megújítani, amennyiben azok annyira elkopáltak, elhalványodtak, hogy a jövőben soron következő újabb felvételekor már nem lesznek megfelelően láthatóak. A parcellák felvételezésének visszatérési ideje a

kutatási terv szerint 5 év. A parcellák faegyedeinek pontos bemérése a jelentős munkaráfordítás miatt nem, vagy csak kivételes esetben történt meg. A jövőben Field Map rendszerű vagy lézer szkennelésen alapuló technológiával a parcellák felvételezése kibővíthető részletes állománytérkép készítésével is.

A terepi felvételezés gyakorlata az elmúlt évtizedek tapasztalatait felhasználva állandósult. 2-4 fő dolgozik a parcellában, hatékonyan elosztva a szükséges munkafolyamatokat. A felvételezések ideje jellemzően a vegetációs időszakon kívüli idő, ősztől tavaszig. A legfontosabb felvételezendő adatok az alábbiak:

- **Mellmagassági átmérő** mérése (d_1 , d_2) két irányból, milliméter pontossággal történik, általában használatával. Fahibák esetén a fahiba alatt, felett vagy oldalról fordítva történnek a mérések, hogy a faegyedre leginkább jellemző átmérő értéket kapjuk.
- **Magasság** mérés (h) fafajonként magassági görbe megszerkesztéséhez elegendő mennyiségben (megfelelő pontossághoz minimum 20-30 adat szükséges), deciméter pontossággal történik. Idősebb állományban, kis tőszámú parcellákban minden egészséges fa magasságát mérjük. Csúcstörött, vagy koronaszáradt fák magasságát nem mérjük.
- Minden faegyed **magassági osztályozást** (m.o.) kap. A magassági osztályozás nem a faállományt alkotó faegyedek abszolút magasságán alapul, hanem azok egymáshoz viszonyított relatív magasságán, szociális helyzetén.
 - **1. Kimagasló fák.** A korona felülről teljesen, oldalról részben szabad. Kivételesen erősen fejlett korona, felső része kiemelkedik a faállomány felső szintjéből.
 - **2. Uralkodó fák.** A korona felülről teljesen szabad, nagy részét közvetlenül éri a fény. Az uralkodó fák koronája alkotja a faállomány felső koronaszintjét.
 - **3. Közbeszorult fák.** Csak a csúcs szabad, a csúcstörést még közvetlenül éri a fény, oldalról a magasabb szomszédos fakoronák erős nyomása alatt áll.
 - **4. Alászorult fák.** A koronacsúcs sem szabad, nem éri közvetlenül a fény. A szomszédos fák koronája alá szorult, de még a felső koronaszinthez tartoznak.
 - **5-8. A második koronaszint fái.** Kétszintű faállományok esetén minősíthető, pl. újulat vagy egy idősebb faállomány alatt felverődött elegy esetén.
- Minden faegyed **erdőnevelési osztályozást** (n.o.) kap:
 - **1. Javafák,** vagy korábban „V” fák, a faállományban hosszú távon megőrzendő, legszebb törzsalakú és minőségű faegyedek. Általában 1-2. magasság osztályú faegyedek.
 - **2. Segítő fák,** az állomány záródását és a javafák törzsárnálását segítik. Gyéritéskor kivágandó fákká válhatnak. Általában 2-3. magassági osztályú faegyedek, vagy a második lombkorona szint egyedei.
 - **3. Kivágandó fák,** általában rossz törzsalakú, gyenge fejlődésű fák, esetleg állományidegen fafajok, melyeket a soron következő gyéritéskor célszerű eltávolítani. Általában 3-4. magassági osztályú faegyedek.
 - **4. Száradék.** Azok a fák, amelyek a két felvétel között eltelt időszakban kiszáradtak (elpusztultak) és álló vagy fekvő holtfaként megtalálhatóak a parcellában, vagy fakitermelés során eltűntek az állományból. Az utolsó élő átmérő és magasság adatokkal szerepelnek a feldolgozott jegyzőkönyvekben.

A fák osztályozása nagyban függ a jegyzőkönyvvezető tapasztalatától, szokásaitól is, ezért ezen adatok felhasználása komoly megfontolásokat igényel.

A korábbi tervek között szerepeltek további vizsgálatok is (növtér meghatározása, koronahosszúsági-, koronaátmérőarány-, levélfelületnagysági osztályozás, kombinációs törzsmínősítés, fejlődési állapot meghatározása), ezek azonban nem váltak gyakorlattá.

A kísérletek kezdete óta papír alapú jegyzőkönyvvezetést alkalmazunk, mivel ez a leggyorsabb, illetve leginkább időjárás álló módszer. A ceruzával írt adatok a felvételezés során könnyen javíthatóak. Emellett

az irattárban elhelyezett jegyzőkönyvek évtizedek múltán is újra digitalizálhatóak. Az 1980-as években volt kísérlet terepi mikroszámítógép alkalmazására (Somogyi 1986, Somogyi 1987), azonban ez nem terjedt el, az akkor használt technológiák drágák voltak, és hamar elavultak. Digitális átlalók bevezetése a kísérleti parcellák felvételezésében nem vált be, mivel pontosságuk általában gyengébb (cm vagy méretcsoportos), illetve a sorszám, fajaj, magassági és nevelési osztályozási adatok bevitele, hibás adatok módosítása nehézkes vagy nem megoldható, megjegyzések nem tehetők.

A felvételezés végén fénykép készül a parcelláról, mely a jellemző állományképet mutatja. A digitális fényképezés megjelenése előtt ilyen fényképek csak ritkán készültek.

Terepi felvételezésnél a korábban előkészített jegyzőkönyv tartalmazza az utolsó felvételkor felvett adatokat, ezáltal segítséget nyújt az esetleges hibák felderítésére és kiküszöbölésére:

- Fajaj és sorszám hibák észrevétele jegyzőkönyvben vagy a fák festésén.
- Hibás átmérő vagy magasság adatok észrevétele.
 - Adódhat hibás mérésből, félrehallásból, elírásból, digitalizálás során történő elgépelésből is, vagy akár két különböző sorszámú fa véletlen felcsereléséből.
- Korábban nem felvételezett faegyedek megtalálása.
 - Sajnálatos módon több korábban elegendően leírta a parcella felkeresésekor előfordult, hogy ott második lombkoronaszintű állományt (pl. EF vagy KTT állományban GY, hárs vagy egyéb második szint) vagy egyéb fajajú állományrészt (pl. KST állományokban kőris vagy nyár elegy) találtunk. Ilyen esetekben az újonnan talált fajajokat, faegyedeket a sorszámozásba kell illeszteni, és a korábbi jegyzőkönyveket a későbbiekben visszamenőlegesen javítani szükséges a megtalált fák becsült növekedési ütemével (például fatermési tábla alapján). Noha a módszer visszamenőlegesen nem ad tökéletes állapotleírást, az elegyarányokat javíthatja.

Az 1950-es évektől papír alapon tárolt adatok digitalizálásának igénye már az 1980-es években felmerült (Somogyi 1985), azonban sokáig nem vált általánossá. A felvételi jegyzőkönyvek nagy része ekkor még nem került korszerű módon digitalizálásra, mivel a kezdetekben papír alapon, később lyukkártyákon (Márkus 1965), kezdetlegesebb számítógépeken zajlottak az adatrögzítések és feldolgozások.

Az 1990-es évektől a személyi számítógépek elterjedésével a digitalizáció felgyorsult és egyre nagyobb igény mutatkozott a korábban papír alapon tárolt adatok felhasználására. Ezt az igényt szolgálta ki a Veperdi Gábor által írt feldolgozó algoritmus Excel táblázatkezelő programra (Veperdi 1995). Ekkor lehetővé vált egy általános formátum létrehozása az adattárolásra és feldolgozásra, mely alapjaiban a mai napig használatban van az ERTI-ben az aktuális Excel verzióhoz frissítve. Ekkor még a fajajonként elosztott feladatok és adatok különálló kutatóknál összpontosultak.

2012 után az adatok korábban elkülönült tárolását és feldolgozását közös adatbázisrendszerrel oldották meg. A teljes kísérleti hálózat egy kutató irányítása alá került. A meglévő különálló digitális adatbázisokat egységesíteni kellett, könnyen szűrhető, korszerű adatbázissá. A papír alapú regiszterek digitalizálása után átlátható könyvtárszerkezetbe rendszereztük a digitalizált felvételi adatlapokat. A nem digitalizált jegyzőkönyveket lehetőség szerint regisztráltuk, és előkészítettük a folyamatos adatbevitelre, mely a mai napig tart (Kollár et al 2018). A digitális adatok archiválását heti rendszerességű mentések teszik lehetővé a kutató számítógépe és az intézeti szerver között. A papír alapú eredeti felvételi jegyzőkönyvek száraz, biztonságos helyen való tárolása megoldott.

Az erdészeti tartamkísérleti adatrendszer felépítése

Az eredeti jegyzőkönyveket, térképeket, egyéb kiegészítő információkat tartalmazó papír alapú mappák vagy spirálfüzetek az SOE ERTI Sárvári Kísérleti Állomásának irattáraiban találhatóak. Ezeket könyvtári

rendszerhez hasonlóan, regiszterfüzetekben kezeljük, melyek fafajonként, törzskönyvi számokkal katalogizálva, felvételi dátum alapján tartalmazzák a mappákat és füzeteket, és ezek tárolási helyét.

A digitális adatbázis ezen adatokból épül fel az alábbiak szerint:

- Regiszter adatbázis tartalmazza a tartamkísérleti hálózatban valaha kitűzött parcellák adatait, és felvételi éveit, amennyiben tudomásunk van adatról. Ez az adatbázis könnyen szűrhető főfafajra, törzskönyvi számra, termőhelyi adatokra, megyére, erdőrésztetre, parcella típusra, felvételi évekre, megszűnt vagy élő parcellákra és a feldolgozottság jelenlegi fokára is.
- Google Maps digitális térkép fedvényt készítettünk, mely tartalmazza a kísérleti területek hozzávetőleges helyét erdőrésztet vagy parcella szinten. Elsősorban a terepi tájékozódást segíti. A parcellák pontos bemérése szükséges lehet térinformatikai alkalmazáshoz a jövőben.
- Parcellánként Excel formátumban tartalmazza a digitalizált, hibaellenőrzött, feldolgozott jegyzőkönyveket digitális mappákban tárolva. Hibaellenőrzés során ellenőrizzük, hogy
 - nincsenek-e fajaj hibák, tehát adott sorszámú faegyed fajtája nem változott-e meg, vagy egy felvétel során esetleg nem maradt-e ki, vagy felcserélődött sorszám miatt nem került-e rossz helyre egy adott faegyed.
 - az egymást követő felvételek során egyes faegyedek átmérője és magassága nem csökkenhet, illetve nem lehetnek valószerűtlenül nagy növekedések sem. Hiba esetén az adatok értelemszerű módosításával járunk el. Amennyiben több felvétel között a közbelső felvételnél nem rendelkezünk magassági adattal, interpolálással pótolhatjuk az adatot.
 - amennyiben az adatok sorszámozás nélkül, átmérőcsoportosan vagy új sorszámozással kerültek felvételekre, az átmérőadatok csökkenő sorrendbe rendezésével tudjuk a faegyedek növekedési sorát kialakítani az egymás utáni vagy közbelső jegyzőkönyvekben, feltételezve, hogy a kisebb átmérőjű, alászorult fák tűntek el az állományból. Itt is alkalmazni kell az alap feltevést, miszerint egy faegyed átmérője nem csökkenhet és nem lehet túlzott sem a növekedés.
 - Előfeldolgozás során fafajonként számítjuk a Király-féle fatérfogat függvénnyel a faegyedek fatérfogatát felvételezett magasság (ha az nem áll rendelkezésre adott faegyedre, akkor magasság görbe alapján) és a két felvételezett átmérő átlagátmérője alapján. Korábban a Veperdi Gábor által készített paramétertáblát használtuk (Veperdi 1995), melyet azóta felváltott a legújabb függvényesített fatömeg tábla paraméterkészlete (Sopp et al 2013). Az így kapott adatok eltéréseket mutattak, ezért minden korábban feldolgozott adatot újraszámítottunk. A faegyedenkénti fatérfogat számítás után újra ellenőrizzük az adatokat, hogy fatérfogat csökkenés se alakuljon ki faegyedenként. Ez a famagasság görbék metszése esetén alakulhat ki, amikor a görbe alábecsli a korábbi felvételi magasságot. Ilyen esetben az adott faegyed utolsó magassági adatának használatával korrigáljuk a számítást.
 - Az így ellenőrzött és előfeldolgozott adatok faállományszerkezeti feldolgozása egy újabb fájlban történik, mely adatai az eredmény adatbázisba kerülnek.
- Az eredmény adatbázis tartalmazza a teljes tartamkísérleti anyag állományszerkezeti jellemzőit, melyek így felhasználhatóak a kutatásokhoz. Az állományszerkezeti adatok az alábbiakat tartalmazzák adott parcella adott évi jegyzőkönyvére vonatkoztatva:
 - Felvétel ideje és vonatkozási év, mely július 1. után megegyezik a felvétel évével, június 30-ig pedig az előző évvel. Nyáron jellemzően nem történik állomány felvételezés.
 - A parcella kora (év), mely a parcella kitűzésekor lett megállapítva üzemtervi adatok vagy évgyűrszámlálás alapján. Újrafelvételezéskor az eltelt vegetációs időszakok számával növelve történik a korosbitás.
 - Esetleges záródásihiány (%). Ez az adat jellemzően hiányzik a korábbi jegyzőkönyvekből, és az állományokat 100% záródásúnak tekintik. Idős állományok esetében – ahol a felújító vágások

elkezdődtek – visszaeshet a záródás, ezért azt a terepen szembecsléssel állapítjuk meg, illetve amennyiben nincs záródás adat, a kitermelt fatérfogat alapján becslést alkalmazunk.

- Fafajokra, illetve összes fafajra vetítve az állományt három fő részre bontjuk.
 - Főállomány, mely összegzi az 1-es (javafák) és 2-es (segítő fák) nevelés osztályozású faegyedeket.
 - „Elméleti” mellékállomány, mely a 3-as nevelési osztályozású, kivágandó fákat összegzi. Az így osztályozott faegyedeket a visszatérési felvételek tanulsága szerint nem mindig távolítják el az állományból.
 - Egészállomány a fő- és mellékállomány összessége. Mivel az adott felvétel összes élő faegyedét tartalmazza, nevezhetjük Élőállománynak is.
 - Száradék a faállomány azon része, mely a parcellában holtfaként megjelent az előző felvétel óta. Ide kerülnek a kitermelésre került faegyedek is utolsó élő adatukkal, 4-es nevelési osztállyal. „Valós” mellékállománynak is nevezhetjük. Sajnálatos módon a valódi holtfa, és a kitermelt állományrész nem különíthető el. Ehhez további osztályozási kategória lett volna szükséges.
- A számított faállományszerkezeti jellemzők az alábbiak:
 - Főfafaj felsőmagassága (H_f) (m): a hektáronkénti 100 legvastagabb fa magasságának körlappal súlyozott átlaga.
 - Átlagmagasság (H_g) (m): az egyes törzsek magasságának körlappal súlyozott átlaga,

$$H_g = \frac{g_1 \cdot h_1 + g_2 \cdot h_2 + \dots + g_n \cdot h_n}{G}$$
 - Átlagátmérő (D_g) (cm): az egyes törzsek átmérőinek átlaga, kiszámítása a hektáronkénti körlap-összeg alapján történik,

$$D_g = \sqrt{\frac{4 \cdot G}{N \cdot \pi}}$$
 - Törzsszám (N) (db/ha), a törzsek darabszáma, egy hektárra vetítve.
 - Körlap (G) (m²/ha), a törzsek körlapjainak összege, egy hektárra vetítve.
 - Fatérfogat (V) (m³/ha), a törzsek fatérfogatának összege, egy hektárra vetítve
 - Az egészállomány törzsszám, körlap és fatérfogat szerinti elegyaránya (%).
 - Folyónövedék (I_f) (m³/ha/év) felvételi időszakonként számítható.

A jelenleg használt félig manuálisnak is nevezhető adatbázis megfelelő új fatermési táblák készítésére, azonban modern térinformatikai adatbázissá alakítása a jövő feladata, amivel a fatermési adatokat geodéziai-, termőhelyi- és klíma-adatbázisokkal is összevethetővé tehetjük (Király et al 2019). Ennek egyik lehetséges módja a tartamkísérleti adatbázis integrálása a SOE ERTI döntéstámogatási rendszerébe, a SiteViewer programba (Illés & Fonyó 2017), ahol összevontan, erdőrészeletenként megtalálhatóak topográfiai, termőhelyi, klíma illetve erdőtervi adatok is.

AZ ELMÚLT HAT ÉVTIZED LEGFONTOSABB EREDMÉNYEI

- A kísérleti bázis létrehozása (kísérleti területek országos hálózata)
 - A kísérleti területek felét 1970 előtt, több mint kétharmadát pedig 1980 előtt hozták létre, ezért az idős korban kitűzött parcellák jelentős része már megszűnt.
- Az egyes fák fatérfogatának vizsgálata (fatömeg táblák)
 - A fatömeg-számítási táblázatok első kiadását 1970-ben (Sopp 1970), második bővített kiadását 1974-ben adták ki (Sopp 1974). 2000-ben a harmadik kiadásban a táblákat függvényesítették,

illetve 2013-ban megjelent egy változatlan negyedik kiadás is a szakmai igények kielégítésére (Sopp et al 2013).

- A faállományok fatermésének vizsgálata (fatermési táblák)
 - Az országos fatermési táblákat fajajonként adták ki több szakaszban. Elsőként az első adatfelvételek eredményeiből készültek fatermési táblák az 1970-es évek elejére (Mendlik & Birck 1968, Solymos 1968, Béky 1970, Kiss 1970, Solymos 1972, Solymos 1973, Hajdú 1974, Kovács 1974). Az elsőként elkészült fatermési táblákat, fontosságuk miatt, összesítve kiadták 1974-ben a fatömeg-számítási táblázatok egyik fejezeteként, kiegészítve egyéb fajajok tábláival (Sopp 1974). Második alkalommal a többszöri visszatérések eredményeivel pontosították a fatermési táblákat (Béky 1977, Béky 1981, Kovács 1981, Béky 1983, Kovács 1983, Mendlik 1983, Kovács 1985, Kovács 1986, Kiss et al 1986, Solymos 1993, Kovács & Veperdi 1993, Béky & Somogyi 1995). Egyes fajajokból akár háromszor is készült megújított tábla. Adtak még ki helyi fatermési táblákat, melyek egy adott régióra vonatkoznak (Solymos 1966, Mendlik 1967, Faragó 1970, Kovács 1970). Szintén készültek sarj eredetű állományokra is külön táblák (Béky 1993). Különlegesség a grafikus fatermési tábla (Kiss 1972), vagy a statisztikai fatermési tábla (Kiss 1973) is, melyeket Kiss Rezső adott ki kocsányos tölgyesekre, azonban ezeket más fajajok kutatói végül nem vették át.
- Erdőnevelési irányelvek és erdőnevelési modellek kidolgozása (erdőnevelési modell táblák)
 - Az erdőnevelési modell táblákat a fatermési táblák, illetve az erdőnevelési kutatások eredményeit felhasználva szerkesztették meg az 1980-as években (Kovács 1980, Mendlik 1986, Béky et al. 1986, Kovács & Veperdi, 1993). Egyes modell táblák a kutatók disszertációiban jelentek meg, beszerzésük nehézkes volt. Összefoglalva Solymos Rezső, „Erdőfelújítás és -nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban” című könyvének függelékében találhatóak meg (Solymos 2000).
- Az elmúlt évtizedek felvételi eredményeinek digitalizálása
 - A kísérleti hálózat 6 évtizedes fennállása alatt keletkezett adatok digitális formára alakításával és feldolgozásával páratlan lehetőségek nyílnak a kutatás számára. A digitalizálás a személyi számítógépek elterjedésével indult meg az 1990-es években, azonban szisztematikusan 2012 óta zajlik.

A tartamkísérleti hálózat eredményei a magyarországon megjelentetett legfontosabb szakirodalmak alapján

A tartamkísérleti hálózat eredményeit az ERTI kutatói folyamatosan publikálták, a 2000-es évekig elsősorban az ERTI saját kiadványában, az Erdészeti Kutatásokban, illetve az Erdészeti Lapok (illetve az Erdő) hasábjain, később egyéb kiadványokban is. A Solymos Rezső által vezetett kutatócsoport több száz publikációja, előadása is bizonyíték az általuk végzett munka sikerére. Az alábbiakban a tartamkísérletek eredményei alapján készült legfontosabb publikációkat gyűjtöttük ki fajajonkénti bontásban, időrendi sorrendben.

Bükkösök

- Fekete Z. 1961: A bükk egységes magassági görbéinek gyakorlati használhatósága. Az Erdő, X. évf. 12. szám. 505-513.
- Márkus L. 1964: Állományszerkezeti vizsgálatok a különböző erdőtípusokba tartozó ugodi bükkösökben. Erdészeti kutatások, 60. évfolyam 1964. 1-3. szám. 33-47.
- Mendlik G. 1967: Fatermési vizsgálatok a zalai bükkösökben. Erdészeti kutatások, 1967. 63. évfolyam 1-3. szám. 17-28.
- Mendlik G. 1967: A zalai bükkösök fatermési vizsgálata. Az Erdő, XVI. évfolyam 2. szám. 76-82.
- Márkus, L., 1967. Faállomány minőségvizsgálatok bükköseinkben. Az Erdő, XVI. évfolyam 12. szám. 538-542.
- Mendlik G. & Birck O. 1968: Bükköseink fatermési vizsgálata. Erdészeti kutatások, 1968. 64. évfolyam 1-3. szám. 31-49.

- Mendlik G. 1974: A visegrádi bükk erdőnevelési sor 5. és 10. éves újrafelvételének eredményei. Erdészeti kutatások, 1973. Vol. 69. I. kötet. 183-190.
- Mendlik G. 1976: A bükkösök erdőnevelésének legújabb eredményei. Erdészeti kutatások, 1975. Vol 71. I. kötet. 159-165.
- Mendlik G. 1977: A bükkösök növekedésvizsgálatának új eredményei. Erdészeti kutatások, 1976. Vol 72. I. kötet. 27-32.
- Mendlik G. 1978: A zalai bükkösök fatermési vizsgálatának újabb eredményei az újrafelvételek tükrében. Sopron: Doktori értekezés.
- Mendlik G. 1979: Súlyos vadragás rudaskorú bakonyi bükkösben. Az Erdő, XXVIII. évfolyam 10. szám. 458-460.
- Mendlik G. 1981: Bükkörzsfá-, -vastagfa- és -összesfa-vizsgálatok új eredményei. Erdészeti kutatások, 1981. Vol. 74. 299-307.
- Mendlik G. 1983: A bükkösök növedéke. Erdészeti kutatások, 1983. Vol. 75. 157-162.
- Mendlik G. 1983: Bükk fatermési tábla (1983). Erdészeti kutatások, 1983. Vol. 75. 189-198.
- Mendlik G. 1985: A bükkösök növedéke és záródása. Erdészeti kutatások, 1984-85. Vol. 76-77. 151-158.
- Mendlik G. 1985: A törzsfanövedék és a záródás. Az Erdő, XXXIV. évfolyam 4. szám. 174-176.
- Mendlik G. 1986: A gyertyános-bükkösök erdőnevelési modellje. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 295-305.
- Mendlik G. 1986: A hazai bükkösök fatermése, növedéke és erdőnevelése. Budapest: Kandidátusi értekezés.
- Járó Z. 1990: A bükkösök szerves- és tápanyagforgalma. Erdészeti kutatások, 1988-89. Vol. 80-81. 83-98.
- Mendlik G. 1990: A rácshálós erdőrészlatszintű növedékvizsgálatok eredményei. Erdészeti kutatások, 1988-89. Vol. 80-81. 133-140.
- Mátyás Cs., Borovics A. & Führer E. 2005: Minőségi fatermesztés és a biodiverzitás. In: Solymos R. (ed): Erdő- és fagazdaságunk időszzerű kérdései. Budapest: MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, 83-94.
- Kollár T. 2019: Új adatok a magyarországi bükkösök faterméséről. In: Facskó F., Király G. (ed): Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VII. Kari Tudományos Konferencia - a konferencia előadásainak és poszttereinek kivonatai, Sopron, Soproni Egyetem Kiadó, 19.
- Kollár T. 2019: Új adatok a magyarországi bükkösök faterméséről. In: Facskó F., Király G. (ed): Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VII. Kari Tudományos Konferencia - Konferencia kiadvány, Sopron, Soproni Egyetem Kiadó, 76-81.

Cseresek

- Hajdú G. 1974: Fatermési vizsgálatok csertölgy-állományokban. Erdészeti kutatások, 1974. Vol. 69. I. kötet. 171-182.
- Kovács F. 1983: Csertölgyállományok törzsszámának és fatérfogatának megoszlása átmérőfokokként. Erdészeti kutatások, 1983. Vol. 75. 209-223.
- Kovács F. 1983: A csertölgyállományok fatermése. Erdészeti kutatások, 1983. Vol. 75. 179-188.
- Béky A., Hajdú G. & Kovács F. 1986: A cseres-tölgyesek nevelése. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 283-293.
- Kovács F. 1988: A cseresek növedéke. Erdészeti kutatások, 1987. Vol. 79. 71-77.
- Béky A. 1997: Gyéritési technológiák hatása a faállomány szerkezetre és a növedékre. Erdészeti kutatások, Vol 86-87. 73-88.

Kocsánytalan tölgyesek

- Solymos R. 1965: Gyéritési vizsgálatok a lajosforrási kocsánytalan tölgyesekben. Erdészeti kutatások, 1965. 61. évfolyam 1-3. szám. 29-38.
- Béky A. 1981: Mag eredetű kocsánytalan tölgyesek fatermése. Erdészeti kutatások, 1981. Vol. 74. 309-320.
- Béky A. 1983: A nevelővágások hatása a faegyedek vastagsági növekedésére kocsánytalan tölgyesekben. Erdészeti kutatások, 1983. Vol. 75. 173-177.
- Béky A. 1984: A kocsánytalan tölgyesek egészségi állapota az erdőnevelési és fatermési kísérleti területeken. Az Erdő, XXXIII. évfolyam 8. szám. 351-352.
- Solymos R. 1984: Elegyes kocsánytalan tölgyesek és bükkösök faállomány-szerkezete és nevelése. Sopron: Doktori értekezés.

- Igmándy Z., Béky A., Pagony H., Szontágh P., Varga F. 1986: A kocsánytalan tölgypusztulás helyzete hazánkban 1985-ben. *Az Erdő*, XXXV. évfolyam 6. szám. 255-259.
- Béky A. 1986: Tölgy magtermelő állományok nevelése. *Az Erdő*, XXXV. évfolyam 3. szám. 93-96.
- Béky A. 1988: A tölgyhervadás-folyamat vizsgálatának tapasztalatai a hosszú lejárátú kocsánytalan tölgy fatermési kísérleti területeken. *Erdészeti kutatások*, 1987. Vol. 79. 241-242.
- Béky A. 1990: A kocsánytalan tölgy pusztulása a hosszú lejárátú erdőnevelési és fatermési kísérleti területeken. *Erdészeti kutatások*, 1988-89. Vol. 80-81. 281-283.
- Béky A. 1993: Sarj kocsánytalan tölgyek fatermése. *Erdészeti kutatások*, 1990-91. Vol. 82-83./II. 181-197.
- Béky A. & Solymos R. 1993: Egy kocsánytalan tölgy erdőnevelési sor tanulságai. *Erdészeti kutatások*, 1990-91. Vol. 82-83. 227-235.
- Béky A. 1995: A nevelővágások hatása a növedékképződésre kocsánytalan tölgy állományokban. *Erdészeti kutatások*, 1995. Vol. 85. 125-131.
- Solymos R. & Béky A. 1995: Egyes erdők szerkezetének és fatermésének kutatása: egy 25 éven keresztül folytatott 32 parcellás kísérlet eredményei. *Erdészeti kutatások*, 1995. Vol. 85. 91-111.
- Béky A. & Somogyi Z. 1995: Fatermési tábla optimális szerkezetű gyertyános-kocsánytalan tölgyesre. *Erdészeti kutatások*, 1995. Vol. 85. 49-78.
- Szabados I. 1997: Az évgűrűelemzés felhasználása növedékvesztés megállapítására, és a módszer további alkalmazási lehetőségei. *Erdészeti kutatások*, 1997. Vol. 86-87. 89-99.
- Béky A. & Somogyi Z. 1999: Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek fatermése az elegyesség függvényében. *Erdészeti kutatások*, 1999. Vol. 89. 61-72.
- Szabados I. 2004: A kocsánytalan tölgy évgűrűszélessége és a különféle csapadékösszegek kapcsolata. *Erdészeti kutatások*, 2002-2004. Vol. 91. 19-25.
- Szabados I. 2004: Néhány dendrokronológiában alkalmazott eljárás hazai felhasználása kocsánytalan tölgyeken. *Erdészeti kutatások*, 2002-2004. Vol. 91. 227-234.

Kocsányos tölgyesek

- Kiss R. 1965: Fatermési vizsgálatok kocsányos tölgy állományokban. Sopron: Doktori értekezés.
- Kiss R. 1966: Fatermési vizsgálatok kocsányos tölgyesekben. *Erdészeti kutatások*, 1966. 62. évfolyam 1-3. szám. 27-33.
- Kiss R. 1970: Kocsányos tölgyeseink fatermése. *Az Erdő*, XIX. évfolyam 2. szám. 74-77.
- Kiss R. 1971: Fatermési tábla a magyarországi kocsányos tölgyesekre. *Erdészeti kutatások*, 1970. 66. évfolyam. 103-114.
- Kiss R. 1972: Grafikus, normatív jellegű fatermési tábla kocsányos tölgyesekre. *Erdészeti kutatások*, 1971. Vol. 67. I. kötet. 243-259.
- Kiss R. 1973: Statisztikai fatermési tábla kocsányos tölgyesekre. *Erdészeti kutatások*, 1972. Vol. 68. I. kötet. 175-194.
- Kiss R. 1976: A tisztántúli kocsányos tölgyesekben folytatott fatermési és állománynevelési kutatások tanulságaiból. *Erdészeti kutatások*, 1975. Vol. 71. I. kötet. 36-39.
- Király L. & Gémesi J. 1976: A Backman-függvény alkalmazása Kiss Rezső kocsányos tölgy fatermési táblájára. *Az Erdő*, XXV. évfolyam 5. szám. 201-207.
- Kiss R. 1980: Kocsányostölgyeseink növedéke. *Erdészeti kutatások*, 1980. Vol. 73. I. kötet. 165-168.
- Somogyi Z. 1985: A kocsányostölgy hosszú lejárátú kísérleti területek felvételeinek számítógépes adattárolása és adatfeldolgozása. *Erdészeti kutatások*, 1984-85. Vol. 76-77. 213-219.
- Juhász G. 1986: Kocsányostölgy-állományokban végzett fatermési, állományszerkezeti és erdőnevelési kutatások. *Erdészeti kutatások*, 1986. Vol. 78. 311-312.
- Kiss R., Somogyi Z. & Juhász G. 1986: Kocsányos tölgyfatermési tábla (1985). *Erdészeti kutatások*, 1986. Vol. 78. 265-282.
- Borovics A., Cseke K. & Molnár T. 2012: Genetic consequences of utilization artificial populations in forestry. Isparta-Turkey, Seed Orchards an Breeding Theory IUFRO Conference - Proceedings, 67-71.

Gyertyánosok

- Béky A. 1970: Gyertyánosaink fatermése. Erdészeti kutatások, 1969. (65. évfolyam) 2-3. szám. 51-65.
- Béky A. 1970: A gyertyán helye erdőművelésünkben. Az Erdő, XIX. évfolyam 2. szám. 82-88.
- Béky A. 1971: Gyertyánosok nevelésének főbb kérdései. Erdészeti kutatások, 1970. (66. évfolyam). 87-96.
- Béky A. 1972: Gyertyánosok törzsszámának és fatömegének megoszlása átmérő-méretcsoportonként. Erdészeti kutatások, 1971. Vol. 67. I. kötet. 261-275.
- Béky A. 1977: Új gyertyánfatermési tábla. Erdészeti kutatások, 1976. Vol. 72. I. kötet. 33-47.
- Béky A. 1983: Országos fatermési tábla gyertyánállományokra. Erdészeti kutatások, 1983. Vol. 75. 199-207.
- Béky A. 1986: Fő fajaink és az azokhoz társuló gyertyán fatermési összehasonlító vizsgálatok eredményei. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 219-224.
- Béky A. 2001: A gyertyánosok neveléséről. Erdészeti kutatások, 2000-2001. Vol. 90. 67-86.

Kőrisek

- Kovács F. 1974: A kőris fatermése. Erdészeti kutatások, 1973. Vol. 69. I. kötet. 217-222.
- Kovács F. 1980: A kőrisállományok erdőnevelési modellje. Az Erdő, XXIX. évfolyam 3. szám. 129-133.
- Kovács F. 1981: Új kőrisfatermési táblák. Erdészeti kutatások, 1981. Vol. 74. 321-334.
- Kovács F. 1981: A hazai Fraxinaster csoportba tartozó kőrisek fatermése és nevelése. Sopron: Doktori értekezés.
- Kovács F. 1986: A mag eredetű kőrisek fatermése. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 225-240.
- Kovács F. 1986: A magaskőris-állományok törzsszám- és fatérfogat-megoszlása az átmérőfokok függvényében. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 247-259.

Erdei fenyvesek

- Solymos R. 1963: Erdőnevelési és fatermési vizsgálatok Nyugat-dunántúli erdeifenyvesekben. Erdészeti kutatások, 59. évfolyam 1-2. szám. 133-162.
- Solymos R. 1963: A fák koronaméreteinek helyes kialakítása erdőnevelési feladat. Az Erdő, XII. évfolyam 10. szám. 474-480.
- Solymos R. 1963: Az erdeifenyő növekedésmentének erdőnevelési vonatkozásai. Az Erdő, XII. évfolyam 5. szám. kötet, pp. 217-224.
- Solymos R. 1965: Erdeifenyveseink ápolása és nevelése az erdőnevelési és fatermési kutatások legújabb eredményeinek tükrében. Az Erdő, XIV. évfolyam 3. szám. 113-120.
- Solymos R. 1965: Fatermési táblák hegy- és dombvidéki erdeifenyveseinkre. Az Erdő, XIV. évfolyam 8. szám. 337-347.
- Solymos R. 1965: Nyugat-dunántúli erdeifenyveseink fatermése. Budapest: Kandidátusi értekezés.
- Solymos R. 1966: Állományszerkezeti és fatermési vizsgálatok Nyugat-dunántúli erdeifenyvesekben. Erdészeti kutatások, 62. évfolyam 1-3. szám. 47-66.
- Solymos R. 1966: Irányelvek az erdeifenyvesek gazdaságos tisztítására. Az Erdő, XV. évfolyam 6. szám. 244-250.
- Solymos R. 1967: Az állományápolási és tisztítási munkák racionalizálása erdeifenyvesekben. Erdészeti kutatások, 1967. 63. évfolyam 1-3. szám. 29-49.
- Solymos R. 1972: Az erdeifenyő-állományok fatermése Magyarországon. Erdészeti kutatások, 1971. Vol. 67. I. kötet. 203-232.
- Solymos R. 1974: Az erdeifenyő-állományok fakészletének megoszlása mellmagassági átmérőosztályok szerint. Erdészeti kutatások, 1974. Vol. 70. I. kötet. 157-171.
- Adorján J. 1976: Nyugat-dunántúli erdeifenyvesek termőhelyi értékelése. Erdészeti kutatások, 1975. Vol. 71. I. kötet. 339-346.
- Solymos R. 1976: A nyírségi erdei fenyőállományok nevelésének fontosabb irányelvei. Erdészeti kutatások, 1975. Vol. 71. I. kötet. 34-36.

- Solymos R. 1978: Növedékkutatási eredmények hazai erdeifenyvesekben. Az Erdő, XXVII. évfolyam 6. szám. 252-256.
- Solymos R. 1983: Homoki erdeifenyvesek törzsszáma és fatermése. Az Erdő, XXXII. évfolyam 1. szám. 33-38.
- Solymos R. 1983: Az erdeifenyő erdősitések ültetési hálózata. Az Erdő, XXXII. évfolyam 4. szám. 147-150.
- Solymos R. 1993: Új fatermési táblák erdeifenyőre. Erdészeti kutatások, 1990-91. Vol. 82-83./II. 357-382.
- Veperdi G. 1997: Hótörés és gyérülés vizsgálata 27 éves nyírségi homoki erdeifenyő kísérleti területen. Erdészeti kutatások, 1997. Vol. 86-87. 101-113.

Fekete fenyvesek

- Kovács F. 1967: A bakonyi feketefenyvesek fatermésének vizsgálata. Erdészeti kutatások, 1967. 63. évfolyam 1-3. szám. 7-15.
- Faragó S. 1970: A feketefenyvesek fatermése a nagyalföldön. Erdészeti kutatások, 1969. (65. évfolyam) 2-3. szám. 25-39.
- Kovács F. 1970: Helyi fatermési tábla a dunántúli feketefenyvesekre. Erdészeti kutatások, 1969. (65. évfolyam) 2-3. szám. 41-44.
- Faragó S. 1971: Néhány összefüggés az alföldi feketefenyvesek főbb állományszerkezeti tényezői között. Erdészeti kutatások, 1970. (68. évfolyam). 97-102.
- Kovács F. 1973: Növekedési vizsgálatok a bakonyi feketefenyő-kísérleti területeken. Erdészeti kutatások, 1972. Vol. 69. I. kötet. 145-153.
- Solymos R. 1973: A feketefenyő fatermése és állományszerkezeti viszonyai Magyarországon. Erdészeti kutatások, 1972. Vol. 68. I. kötet. 155-174.
- Nguyen D. C. 1981: Fatermési vizsgálatok délalföldi feketefenyvesekben. Az Erdő, XXX. évfolyam 8. szám. 338-341.
- Nguyen D. C. 1981: Összefüggések a feketefenyő koronaméretei és növekedése között. Az Erdő, XXX. évfolyam 7. szám. 309-313.
- Kovács F. 1985: A feketefenyő-állományok törzsszámának és fatérfogatának megoszlása átmérőfokkonként. Erdészeti kutatások, 1984-85 Vol. 76-77. 159-173.
- Kovács F. 1985: A feketefenyő fatermése. Erdészeti kutatások, 1984-85 Vol 76-77. 175-190.
- Veperdi G. 1990: Feketeenyő-ültetési hálózati kísérlet dél-alföldi homoktermőhelyen. Erdészeti kutatások, 1988-89. Vol. 80-81. 123-132.
- Kovács F. & Veperdi G. 1993: A feketefenyő fatermése és erdőnevelési modellje. Erdészeti kutatások, 1990-91. Vol. 82-83./II. 328-344.
- Veperdi G. 1993: Arid homoktermőhelyek Pinus Nigra Arn. fafajjal történő hasznosítása Magyarországon. Erdészeti kutatások, 1990-91. Vol. 82-83./II. 391-397.

Lucfenyvesek

- Solymos R. 1964: A lucfenyőtermesztés szerepe papíriparunk megújításában. Az Erdő, XIII. évfolyam 9. szám. 418-422.
- Solymos R. 1968: Új fatermési táblák a magyarországi lucfenyvesekre. Erdészeti kutatások, 1968. 64. évfolyam 1-3. szám. 7-30.
- Solymos R. 1968: A lucfenyő fatermése és termesztésének lehetőségei Magyarországon. Az Erdő, XVII. évfolyam 3. szám. 109-116.
- Solymos R. 1970: A lucfenyő-állományok korszerű nevelésének főbb kérdései. Erdészeti kutatások, 1969. (65. évfolyam) 2-3. szám. 7-24.
- Solymos R. 1974: A lucfenyő-állományok szerkezetének és fatermésének vizsgálata. Erdészeti kutatások, 1973. Vol. 69. I. kötet. 125-143.
- Veperdi G. & Veperdi I. 2004: Lucfenyő ültetési hálózati és erdőnevelési kísérleti terület (Pölöske 17c2, d2) aktuális újrafelvételezésének eredményei. Erdészeti kutatások, 2002-2004. Vol. 91. 77-93.

Fenyő fafajokkal együttesen foglalkozó cikkek

- Solymos R. 1968: Adatok és javaslatok a fenyőállományok nevelésének racionalizálásához. Az Erdő, XVII. évfolyam 12. szám. 535-540.
- Solymos R. 1969: Adatok a nagycsemetés erdőfelújításhoz. Az Erdő, XVIII. évfolyam 6. szám. 250-252.
- Solymos R. 1972: Az erdeifenyő, a feketefenyő és a lucfenyő állományok fatermése és nevelésük irányelvei Magyarországon. Budapest: Akadémiai doktori értekezés.
- Solymos R. 1974: A nevelőágások technológiájának fejlesztése, különös tekintettel a gépesítésre. Erdészeti kutatások, 1973. Vol. 69. I. kötet. 145-153.
- Solymos R. 1975: Az iparilag hasznosítható szervesanyag vizsgálatának újabb eredményei erdei- és feketefenyő állományokban. Az Erdő, XXIV. évfolyam 9. szám. 411-415.
- Solymos R. 1976: Hosszúlejáratú erdőnevelési kísérletek a veszprémi környéki fenyvesekben. Az Erdő, XXV. évfolyam 7. szám. 320-325.
- Solymos R. 1977: A fenyőállományok nevelésének egyszerűsítése. Az Erdő, XXVI. évfolyam 8. szám. 344-346.
- Harkai L. 1981: A zalaerdői fenyőhálózati kísérletek értékelése. Erdészeti kutatások, 1981. Vol. 74. 89-96.
- Solymos R. 1982: Fenyőtermesztésünk időszerű kérdései. Az Erdő, XXXI. évfolyam 8. szám. 333-342.
- Horváth I. 1985: Fenyő koronavizsgálatok erdőnevelési vonatkozásai. Az Erdő, XXXIV. évfolyam 7. szám. 307-311.
- Veperdi G. 1990: Az erdei- és feketefenyő-ültetési hálózati kísérletek újabb eredményei. Erdészeti kutatások, 1988-89. Vol. 80-81. 289-292.
- Veperdi G. & Veperdi I. 1998: A felsőmagasság változásának vizsgálata fenyő ültetési hálózati kísérletekben. Erdészeti kutatások, 1998. Vol. 88. 207-220.
- Veperdi G. 1998: Peresznye állatok erdőlése. Erdészeti kutatások, 1998. Vol. 88. 45-52.

Módszertani, összefoglaló és egyéb jellegű publikációk

- Kaán K. 1905: Erdőgyerítés. Erdészeti Lapok, 1905. augusztus hó. VIII. füzet. XLIV évfolyam. 623-680.
- Sopp L. 1955: A kísérleti állományápolások módszere és gyakorlati tanulságai. Erdészeti kutatások, 1955. 2. szám. 121-154.
- Majer A. 1957: Az erdőnevelési kutatás fejlesztéséről. Az Erdő, VI évf. 11. szám. 422-426.
- Birc O., Kiss R., Márkus L., Solymos R., Tallós P. 1962: A hosszúlejáratú erdőnevelési és fatermési kísérleti területek kitérésének, felvételezésének és fenntartásának irányelvei. Erdészeti kutatások, 58. évfolyam 1-3. szám. 217-259.
- Solymos R. 1962: Erdőnevelési és faterméstani kutatások az ERTI-ben. Az Erdő, XI. évfolyam 12. szám. 560-565.
- Jérôme R. 1963: Erdőnevelési, faterméstani bemutató és előadássorozat az Erdészeti Tudományos Intézetben. Az erdő, XII. évfolyam 11. szám. 503-508.
- Kiss R. 1964: Új rendszerű, kör alakú kísérleti területek létesítésének, felvételének és feldolgozásának módszere. Az erdő, (99.) XIII. évfolyam 8. szám. 366-373.
- Márkus L. 1965: A faterméstani és az állományszerkezeti vizsgálatok során alkalmazott feldolgozási és értékelési eljárások. Erdészeti kutatások, 61. évfolyam 1-3. szám. 7-28.
- Kiss R. 1965: Álló fák koronaméretének és állományok gyérítettségi fokának meghatározása új viszonyszámok segítségével. Az Erdő, XIV. évfolyam 3. szám. 126-132.
- Solymos R. 1969: Az optimális törzsszámartás szerepe az erdőnevelés racionalizálásában. Az Erdő, XVIII. évfolyam 5. szám. 204-208.
- Solymos R. 1969: Új hazai fatermési táblák. Az Erdő, XVIII. évfolyam 3. szám. 125-129.
- Sopp L. 1970: Fatömegszámítási táblázatok. Budapest, Mezőgazdasági kiadó.
- Solymos R. 1970: A kutatási eredmények alkalmazása az erdőnevelés fejlesztési irányelveinek kidolgozásában. Az Erdő, XIX. évfolyam 6. szám. 274-278.
- Solymos R. 1971: Erdőnevelési és faterméstani kutatásaink eredményei. Erdészeti kutatások, 1970. (66. évfolyam). 19-23.

- Solymos R. 1971: Kutatási eredmények hasznosítása az erdőnevelés fejlesztésében. Erdészeti kutatások, 1970. (66. évfolyam). 69-86.
- Solymos R. 1974: Erdőnevelésünk fejlesztésének irányelvei és lehetőségei. Az Erdő, XII. évfolyam 8. szám. 361-365.
- Sopp L., Adorján J., Béky A., Birck O., Faragó S., Fogarasi D., Harkay L., Kiss R., Kovács F., Márkus L., Mendlik G., Palotás F., Solymos R., Szodfridt I., Tuskó L. 1974: Fatömegszámítási táblázatok fatermési táblákkal, második, átdolgozott, bővített kiadás. Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- Gál J. 1978: A Backman-függvény alkalmazása hazai fatermési tábláinkra. Az Erdő, XXVII. évfolyam 12. szám. 564-567.
- Solymos R. 1980: Erdőnevelési kutatások a fatermelési rendszerek kialakítása érdekében. Erdészeti kutatások, 1980. Vol. 73. I. kötet. 149-156.
- Solymos R. 1980: Az erdőnevelés helyzete és fejlesztése – gépek a „V” fák között. Az Erdő, XXIX. évfolyam 3. szám. kötet, pp. 117-120.
- Solymos R. 1982: Fatermesztési modellek szerepe a távlati fejlesztésben. Az Erdő, XXXI. évfolyam 5. szám. 220-222.
- Solymos R. 1984: Az erdőnevelési kutatás Magyarországon. Az Erdő, XXXIII. évfolyam 2. szám. 57-64.
- Keresztesi B. 1986: Az erdészetfejlesztés és az erdészeti kutatás helyzete és problémái. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 5-12.
- Somogyi Z. 1986: Mikroszámítógép alkalmazása a faterméstani vizsgálatokban. Erdészeti kutatások, 1986. Vol. 78. 261-264.
- Sali E. 1986: A fatermési táblák megbízhatóságáról. Az Erdő, XXXV. évfolyam 3. szám. 134-138.
- Somogyi Z. 1987: Mikroszámítógép alkalmazása a terepi adatgyűjtésben. Az Erdő, XXXVI. évfolyam 6. szám. 277-279.
- Somogyi Z. 1987: A növedékmeghatározás néhány elméleti és gyakorlati kérdése. Budapest: Kandidátusi értekezés.
- Bondor A. 1988: 25 éves a magyar szervezett, hosszú lejáratú fatermési kutatás. Az erdő, XXXVII. évfolyam 10. szám. 446-453.
- Halupa L. 1988: Az erdőművelési és fatermési kutatásról. Az Erdő, XXXVII. évfolyam 10. szám. 441-445.
- Solymos R. 1989: Az erdőgazdálkodás fejlesztése és az erdészeti kutatás. Az Erdő, XXXVIII. évfolyam 7. szám. 290-294.
- Somogyi Z. 1989: A változatosság, mint a természet egyik legfontosabb jelensége: gondolatok a fatermési táblák és függvények alkalmazásához. Az erdő, XXXVIII. évfolyam 5. szám. 214-218.
- Béky A., Bondor A., Gabnai E., Hajdú G., Halupa L., Kiss R., Mendlik G., Rédei K., Solymos R., Veperdi G. 1993: A hosszú-lejáratú erdőnevelési és fatermési kísérletek létesítésének, felvételének és fenntartásának továbbfejlesztett irányelvei. Erdészeti Kutatások, 1990-91. Vol. 82-83./II. 197-213.
- Somogyi Z. 1994: Faállományok gyérülése a fatermési osztály függvényében. Erdészeti kutatások, 1994. Vol. 84. 67-79.
- Veperdi G. 1995: Állományfelvételi adatok feldolgozása, feldolgozó algoritmusok Exel 5.0 táblázatkezelő programra, kezelési útmutató. Budapest: Erdészeti Tudományos Intézet, Erdőművelési és Fatermési osztály.
- Solymos R. 1998: Az erdészeti fatermési és erdőnevelési kutatások eredményei és alkalmazásuk az erdőgazdasági gyakorlatban (1958-1998). Erdészeti kutatások, Vol. 88. 13-36.
- Somogyi Z. 1998: Van-e szükség fatermési és erdőnevelési kutatásokra? Erdészeti kutatások, Vol. 88. 37-44.
- Somogyi Z. 1998: Az erdőművelési és fatermési kutatásokról az erdészeti kutatások centenáriuma kapcsán. Erdészeti Lapok, CXXXIII. évfolyam 10. szám. 305-308.
- Solymos R. 2000: Erdőfelújítás és -nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban. Budapest: Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó.
- Solymos R. 2004: A tudomány és a kutató, a kutatás és a kutatási metodika. Erdészeti kutatások, 2002-2004. Vol. 91. 215-226.
- Solymos R. 2008: Erdészettudomány és erdőgazdálkodás I.. Erdészeti kutatások, 2007-2008. Vol. 92. 9-26.
- Solymos R. 2009: Erdészeti produkcióbiológiai kutatások - avagy rekviem a tartamkísérletekért. Magyar tudomány, 946-953.
- Solymos R., Béky A., Rédei K., Szabados I., Veperdi G. 2013: Erdőnevelési, faállomány-szerkezeti és fatermési kutatások eredményei és a hosszúlejáratú kísérletek fél évszázada. In: Faragó S. (ed), szerk. Monitoring az erdészetben és vad-

- gazdálkodásban - A Magyar Tudományos Akadémián 2012. november 21-én megtartott tudományos ülés előadásai. Sopron: Nyugat-magyarországi Egyetem, 21-28.
- Solymos R. 2013: Hosszú lejáratú kísérletek az erdészettudományi kutatások területén I.. Erdészeti Lapok, CXLVIII. évfolyam 2. szám. 37-39.
- Solymos R. 2013: Hosszú lejáratú kísérletek az erdészettudományi kutatások területén II.. Erdészeti Lapok, CXLVII. évfolyam 3. szám. 72-73.
- Sopp L., Adorján J., Béky A., Birck O., Dérföldi A., Fadgyas K., Faragó S., Fekete Z., Gabnai E., Halupa L., Király L., Kiss R., Kovács F., Márkus L., Mendlik G., Palotás F., Somogyi Z., Solymos R., Szodfridt I., Tuskó L. 2013: Fatömeg számítási táblázatok. negyedik, változatlan kiadás, Budapest: Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Erdészeti Igazgatóság.
- Illés G., Kollár T., Veperdi G. & Führer E. 2014: A zalai faállományok magassági növekedésének és fatermésének kapcsolata a termőhelyi tényezőkkel. Erdészettudományi Közlemények, 4. évfolyam 2. szám. 77-89.
- Illés G. & Fonyó T. 2017: Új digitális termőhelytérkép-alkalmazás. Erdészeti Lapok, Március, CLI. évf. 3. szám. 75-78.
- Kollár T., Veperdi G. & Rédei K. 2018: A NAIK Erdészeti Tudományos Intézet hosszúlejáratú fatermési, erdőnevelési és hálózati tartamkísérleteinek múltja, jelene és jövője. Erdészeti Lapok, október, CLIII. évfolyam 2018. október. 306-310.
- Kollár T. 2019: The long-term forest yield, silvicultural and planting experiment network of the NARIC-FRI. In: Makádi M. (ed): 2nd Conference on long-term field experiments „LOTEX 2019” on the 90th anniversary of Westsik’s experiment. Nyíregyháza, University of Debrecen, 60-64.
- Király, G., Brolly, G. & Kollár, T., 2019. A NAIK-ERTI hosszútávú kísérleteinek geomatikai szempontú javítása és értékelése a Soproni-hegységben. In: Facskó F., Király G. (ed): Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VII. Kari Tudományos Konferencia – a konferencia előadásainak és posztereinek kivonatai, Sopron, Soproni Egyetem Kiadó, 18.

A KUTATÁSOK TOVÁBBI FELADATAI

- A kísérleti hálózat fenntartása és szükség szerinti bővítése.
 - A kísérletek fenntartásakor nem volt kapacitás új parcellák kitzűzésére, így a hálózat folyamatosan elöregszik, a kísérleti parcellák száma pedig a végvágásokkal csökken.
- A fatermési táblák folyamatos továbbfejlesztése, új fatermési táblák készítése
 - A táblákat az új eredményekkel, korszerű feldolgozással és többlet adatokkal javasolt megújítani. A becslésre használt táblákat és függvényeket folyamatosan ellenőrizni, illetve változtatni kell a hosszú lejáratú kísérleti területek újrafelvételeivel (Somogyi 1989).
- A termőhely és a fatermés közötti kapcsolatok részletes feltárása, ezen belül a klímaváltozás múltbéli hatásainak vizsgálata, illetve jövőbeli hatásainak becslése.
- Elegyes állományok és örökzöld üzeműekben kezelt többkorú, változatos szerkezetű állományokra is alkalmazható fatermési és erdőnevelési modellek kialakítása.
- A nevelővágások hatásának vizsgálata a fatermési vonatkozások mellett a genetikai változatosságra.
- Precíziós erdőgazdálkodás támogatása.
- Ökoszisztéma szolgáltatások és az erdőművelési módok kapcsolatának vizsgálata.
- Referencia területekként való felhasználás távérzékelési kutatások számára.
- Az eredmények publikálása, gyakorlati bevezetése.

Irányelvünk, hogy a hosszúlejáratú kísérleti területek lehetőség szerint alkalmasak legyenek komplex kutatásokra, ami az egyes kísérleti eredmények többirányú értékelését teszi lehetővé (erdőnevelési, fatermési, erdőtopológiai, termőhelyfeltérési, genetikai, ökológiai, távérzékelési stb. vizsgálatok). A kísérleti területek nyitottak az azokat felhasználni szándékozó kutatók számára, az együttműködések az Erdészeti Tudományos Intézet támogatja.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk a hivatkozásokban és irodalomjegyzékben megjelölt kutatókon felül minden olyan ERTI dolgozónak, akik munkája nélkül ez a hálózat nem működhetett és működhet ma sem. Kiemelnénk Kocsisné Antal Judit munkáját, aki a digitalizálás legnagyobb részét végezte az elmúlt két évtizedben. Köszönet illeti a magyarországi erdőgazdaságokat is, hogy évtizedekig helyet adtak és adnak ma is a kutatási területeknek. Ajánljuk a cikket Solymos Rezső (1929-2019) emlékének. Köszönettel tartozunk Illés Gábornak, Kottek Péternek és Gál Jánosnak a kéziratához fűzött javaslataikért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Béky A. & Somogyi Z. 1995: Fatermési tábla optimális szerkezetű gyertyános-kocsánytalan tölgyesre. Erdészeti kutatások 85: 49–78.
- Béky A. 1970: Gyertyánosaink fatermése. Erdészeti kutatások 65(2-3): 51–65.
- Béky A. 1977: Új gyertyánfatermési tábla. Erdészeti kutatások 72(1): 33–47.
- Béky A. 1981: Mag eredetű kocsánytalan tölgyesek fatermése. Erdészeti kutatások 74: 309–320.
- Béky A. 1983: Országos fatermési tábla gyertyánállományokra. Erdészeti kutatások 75: 199–207.
- Béky A. 1993: Sarj kocsánytalan tölgyek fatermése. Erdészeti kutatások 82-83(2): 181–197.
- Béky A., Bondor A., Gabnai E., Hajdú G., Halupa L., Kiss R., Mendlik G., Rédei K., Solymos R., Veperdi G. 1993: A hosszú-lejáratú erdőnevelési és fatermési kísérletek létesítésének, felvételének és fenntartásának továbbfejlesztett irányelvei. Erdészeti kutatások 82-83(2): 197–213.
- Béky A., Hajdú G. & Kovács F. 1986: A cseres-tölgyesek nevelése. Erdészeti kutatások 78: 283–293.
- Birck O., Kiss R., Márkus L., Solymos R., Tallós P. 1962: A hosszúlejáratú erdőnevelési és fatermési kísérleti területek kitérésének, felvételezésének és fenntartásának irányelvei. Erdészeti kutatások 58(1-3): 217–259.
- Faragó S. 1970: A feketefenyvesek fatermése a nagyalföldön. Erdészeti kutatások 65(2-3): 25–39.
- Hajdú G. 1974: Fatermési vizsgálatok csertölgy-állományokban. Erdészeti kutatások 69(1): 171–182.
- Illés G. & Fonyó T. 2017: Új digitális termőhelytérkép-alkalmazás. Erdészeti Lapok 151(3): 75–78.
- Jérőme R. 1963: Erdőnevelési, faterméstani bemutató és előadásorozat az Erdészeti Tudományos Intézetben. Az erdő 12(11): 503–508.
- Kaán K. 1905: Erdőgyérítés. Erdészeti Lapok 44(8): 623–680.
- Király, G., Brolly, G. & Kollár, T., 2019. A NAIK-ERTI hosszútávú kísérleteinek geomatikai szempontú javítása és értékelése a Soproni-hegységben. In: Facskó F., Király G. (eds): Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VII. Kari Tudományos Konferencia – a konferencia előadásainak és posztereinek kivonatai, Sopron, Soproni Egyetem Kiadó, 18.
- Kiss R. 1970: Kocsányos tölgyeseink fatermése. Az Erdő 19(2): 74–77.
- Kiss R. 1972: Grafikus, normatív jellegű fatermési tábla kocsányos tölgyesekre. Erdészeti kutatások 67(1): 243–259.
- Kiss R. 1973: Statisztikai fatermési tábla kocsányos tölgyesekre. Erdészeti kutatások 68(1): 175–194.
- Kiss R., Somogyi Z. & Juhász G. 1986: Kocsányos tölgyfatermési tábla (1985). Erdészeti kutatások 78: 265–282.
- Kollár T., Veperdi G. & Rédei K. 2018: A NAIK Erdészeti Tudományos Intézet hosszúlejáratú fatermési, erdőnevelési és hálózati tartamkísérleteinek múltja, jelene és jövője. Erdészeti Lapok 153(10): 306–310.
- Kovács F. & Veperdi G. 1993: A feketefenyő fatermése és erdőnevelési modellje. Erdészeti kutatások 82-83(2): 328–344.
- Kovács F. & Veperdi G. 1993: A feketefenyő fatermése és erdőnevelési modellje. Erdészeti kutatások 82-83(2): 328–344.
- Kovács F. 1970: Helyi fatermési tábla a dunántúli feketefenyvesekre. Erdészeti kutatások 65(2-3): 41–44.
- Kovács F. 1974: A kőris fatermése. Erdészeti kutatások 69(1): 217–222.
- Kovács F. 1980: A kőrisállományok erdőnevelési modellje. Az Erdő 29(3): 129–133.

- Kovács F. 1981: Új kőrisfatermési táblák. Erdészeti kutatások 74: 321–334.
- Kovács F. 1983: A csertölgyállományok fatermése. Erdészeti kutatások 75: 179–188.
- Kovács F. 1985: A feketefenyő fatermése. Erdészeti kutatások 76-77: 175–190.
- Kovács F. 1986: A mag eredetű kőrisek fatermése. Erdészeti kutatások 78: 225–240.
- Majer A. 1957: Az erdőnevelési kutatás fejlesztéséről. Az Erdő 6(11): 422–426.
- Márkus L. 1965: A faterméstani és az állományszerkezeti vizsgálatok során alkalmazott feldolgozási és értékelési eljárások. Erdészeti kutatások 61(1-3): 7–28.
- Mendlik G. & Birck O. 1968: Bükköseink fatermési vizsgálata. Erdészeti kutatások 64(1-3): 31–49.
- Mendlik G. 1967: A zalai bükkösök fatermési vizsgálata. Az Erdő 14(2): 76–82.
- Mendlik G. 1983: Bükk fatermési tábla (1983). Erdészeti kutatások 75: 189–198.
- Mendlik G. 1986: A gyertyános-bükkösök erdőnevelési modellje. Erdészeti kutatások 78: 295–305.
- Solymos R. 1966: Állományszerkezeti és fatermési vizsgálatok Nyugat-dunántúli erdeifenyvesekben. Erdészeti kutatások 62(1-3): 47–66.
- Solymos R. 1968: Új fatermési táblák a magyarországi lucfenyvesekre. Erdészeti kutatások 64(1-3): 7–30.
- Solymos R. 1972: Az erdeifenyő-állományok fatermése Magyarországon. Erdészeti kutatások 67(1): 203–232.
- Solymos R. 1973: A feketefenyő fatermése és állományszerkezeti viszonyai Magyarországon. Erdészeti kutatások 68(1): 155–174.
- Solymos R. 1993: Új fatermési táblák erdeifenyőre. Erdészeti kutatások 82-83(2): 357–382.
- Solymos R. 2000: Erdőfelújítás és -nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Solymos R. 2013a: Hosszú lejáratú kísérletek az erdészettudományi kutatások területén I.. Erdészeti Lapok 148(2): 37–39.
- Solymos R. 2013b: Hosszú lejáratú kísérletek az erdészettudományi kutatások területén II.. Erdészeti Lapok 148(3): 72–73.
- Somogyi Z. 1985: A kocsányostölgy hosszú lejáratú kísérleti területek felvételeinek számítógépes adattárolása és adatfeldolgozása. Erdészeti kutatások 76–77: 213–219.
- Somogyi Z. 1986: Mikroszámítógép alkalmazása a faterméstani vizsgálatokban. Erdészeti kutatások 78: 261–264.
- Somogyi Z. 1987: Mikroszámítógép alkalmazása a terepi adatgyűjtésben. Az Erdő 36(6): 277–279.
- Somogyi Z. 1989: A változatosság, mint a természet egyik legfontosabb jelensége: gondolatok a fatermési táblák és függvények alkalmazásához. Az erdő 38(5): 214–218.
- Sopp L. 1970: Fatömegszámítási táblázatok. Mezőgazdasági kiadó, Budapest.
- Sopp L., Adorján J., Béky A., Birck O., Dérföldi A., Fadgyas K., Faragó S., Fekete Z., Gabnai E., Halupa L., Király L., Kiss R., Kovács F., Márkus L., Mendlik G., Palotás F., Somogyi Z., Solymos R., Szodfridt I., Tuskó L. 2013: Fatömeg számítási táblázatok. Negyedik, változatlan kiadás. Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Erdészeti Igazgatóság, Budapest.
- Sopp L., Adorján J., Béky A., Birck O., Faragó S., Fogarasi D., Harkay L., Kiss R., Kovács F., Márkus L., Mendlik G., Palotás F., Solymos R., Szodfridt I., Tuskó L. 1974: Fatömegszámítási táblázatok fatermési táblákkal, második, átdolgozott, bővített kiadás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Veperdi G. 1995: Állományfelvételi adatok feldolgozása, feldolgozó algoritmusok Excel 5.0 táblázatkezelő programra, kezelés útmutató. Erdészeti Tudományos Intézet, Erdőművelési és Fatermési osztály, Budapest.

*Érkezett: 2021. szeptember 03.
Közlésre elfogadva: 2021. október 20.*

BETEKINTÉS A KECSKEMÉT KÖZELI NYÍRI-ERDŐ TALAJFELSZÍN KÖZELI PÓKFAUNÁJÁBA

Bali László¹, Andrési Dániel², Tuba Katalin¹ és Szinetár Csaba³

¹Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

²KEFAG Zrt., Innovációs Központ

³ELTE Savaria Egyetemi Központ, Biológia Tanszék

Kivonat

Jelen kutatásunkban a Nyíri-erdő 5 (32–117 éves, valamint főként szürke nyár, kocsányos tölgy és akác főfafajú) erdő-részletének talajfelszín közeli pókfaunáját vizsgáltuk talajcsapdázással. Ez a módszer a külföldi és a hazai gyakorlatban egyaránt elterjedt a talajfelszínen élő pókok vizsgálatában. A mintagyűjtést 2016-ban végeztük, 190 napon át. Összesen 39 faj 1802 egyedét fogtuk be. A leggyakoribb faj a *Pardosa alacris* volt, 361 egyeddel. A legtöbb fajjal (8) a kövipókok családja került kimutatásra. A csapdázott együttes túlnyomó többségét a talajfelszínen vadászó fajok egyedei alkották. A legtöbb pók június hónapban került csapdázásra. Az általunk gyűjtött minta indikátorfaj-készletének kompozíciója alapján a területek jó természetességű, részlegesen felnyílt és viszonylag száraz élőhelyeknek tekinthetők. Ugyanakkor az együttesek Shannon diverzitása és kiegyenlítettsége is viszonylag alacsony volt. Az ordinációs elemzés alapján a vizsgált erdő-részletek mintái jól elváltak egymástól.

Kulcsszavak: Araneae, pók, talajcsapdázás

GROUND-DWELLING SPIDER FAUNA OF THE NYÍRI-FOREST NEAR KECSKEMÉT, HUNGARY

Abstract

During our survey, we investigated the ground-dwelling spider fauna of five forest sub-compartments (32–117 years old; with species as grey poplar, pedunculate oak and black locust) belonging to the Nyíri-forest of Central Hungary, using pitfall traps. Sampling was conducted during the year of 2016, through 190 days. We collected 1802 specimen of 39 spider species. *Pardosa alacris* was the most common species, with 361 specimen. Gnaphosidae was the most species rich spider family, with 8 species. Most of the trapped spiders were cursorial hunters. The community showed the highest activity during June. According to the indicator species, the surveyed forest can be considered open and relatively dry, and in a good condition regarding its naturalness. The values of the Shannon diversity indices and the equitability were generally low. According to the ordination analysis, the samples collected from different forest sub-compartments separated from each other noticeably.

Keywords: Araneae, spider, pitfall trapping

BEVEZETÉS

A Kecskemét mellett található Nyíri-erdő a Duna–Tisza közének egyik értékes homoki erdeje, ahol nagy arányban vannak jelen a honos szürke nyár és kocsányos tölgy fajok, de mellettük a telepített akácok aránya is jelentős. Mivel számos védett és fokoztatan védett növény- és állatfajnak élőhelye, valamint kiemelkedő természetvédelmi értéke miatt helyi jelentőségű természetvédelmi terület. Különlegessége, hogy cserjeszintjében gyakori a közönséges mogyoró (*Corylus avellana*). Az erdő faállományainak jelentős része a mai napig megőrizte a természeteshez közeli képét, így közösségi ökológiai jelentősége is kiemelkedő. Ugyanakkor az elmúlt évtizedekben – a térségben gyakori vízrendezési beavatkozások miatt – az erdőben jelentős változások zajlottak le, leginkább a talajvízszint lesüllyedése következtében. Ezt a folyamatot ugyanis a sekélyebb gyökérzetű növények (lágyszárúak, cserjék, facsemeték) nem tudták követni, így az idősebb, állományalkotó faegyedeket leszámítva az erdő flórája jelentős átalakuláson esett át, például a korábban szinte tömeges gyöngyvirág (*Convallaria majalis*) is szinte teljesen eltűnt. Az idős állományok letermelését követően pedig csak ritkán megoldható a honos, vízigényes fajokkal – kocsányos tölgy (*Quercus robur*), fehér nyár (*Populus alba*) – történő felújítás, ezért az eredeti fafaj összetételű faállományokat fokozatosan felváltják az idegenhonos, szárazságtűrő fajokból (pld. akác [*Robinia pseudoacacia*] állók).

Vizsgálatunk célja volt a Nyíri-erdő öt, a területen előforduló kezeléseket és jellemző állománytípusokat reprezentáló erdőrészletének arachnológiai jellemzése, úgy mint:

- A kijelölt erdőrészletek talajfelszín közeli pókfaunájának standardizált módszerrel történő felmérése.
- A csapdázott együttesek közösségökológiai leírása.
- Az egyes erdőrészletek pókfaunáik szerinti összehasonlítása.

Választásunk azért erre az izeltlábú csoportra esett, mivel erdészeti vonatkozásban viszonylag kevésbé kutatottak (tudomásunk szerint ezen erdőben sem zajlott még arachnológiai felmérés), holott a pókok az erdei ökoszisztémáknak fontos részét képezik (Wise 1993). Egyrészt ugyanis szabályozó hatással vannak az egyes fogyasztó szervezetek populációira (Clarke & Grant 1968, Sitvarin et al 2016), főként a rovarokra (Tóth 1999). Másrészt a hasonló *nich*-eket betöltő izeltlábúak számára jelentős kompetitorokként lépnek fel (Wise 1993, Chen & Wise 1999). Mindemellett jelenlétükkel a gerinces ragadozóknak is táplálékforrást nyújtanak (Wise 1993, Pearce & Venier 2006, Oxbrough & Ziesche 2013), mint például kétéltűeknek, gyíkoknak, kismélsőknek vagy éppen madaraknak. Mindezek alapján az erdei táplálékhálózatok kulcsfontosságú tagjai (Clarke & Grant 1968, Gunnarsson 1983, Wise 2004). Így az azokban bekövetkező változások hatásainak vizsgálatához is megfelelő alanyoknak tekinthetők (Elek et al 2018). A pókfajok többségének specifikus és jól meghatározható élőhelyigényei vannak (Ysnel & Canard 2000, Heikkinen & MacMahon 2004), a különböző környezeti tényezők eltérései könnyen és gyorsan befolyásolják abundanciájukat (Wise 1993, Maelfait & Hendrickx 1998, Cardoso et al 2004, Scott et al 2006), így például az erdőszerkezeti és mikroklimatikus változásokra is érzékenyen reagálnak (Elek et al 2018). Ebből kifolyólag kiváló indikátorszervezeteknek (Kremen et al 1993; Elek et al 2018), mégpedig ökológiai indikátoroknak és egyes esetekben karakterfajoknak (Maelfaitl és Hendrickx 1997, Pearce & Venier 2006, Buchholz 2010) tekinthetők. E szerepüket, ökológiai definiálhatóságuk mellett alátámasztja még, hogy taxonómiájuk jól feltárt, egyszerűen vizsgálhatók, továbbá költséghatékonyan és jól ismételtetően gyűjthetőek (Zou et al 2012, McCravy 2018, Tourinho et al 2020).

ANYAG ÉS MÓDSZERTAN

Kecskemét és környéke az Alföldhöz tartozó Duna–Tisza közi síkvidék részét képező Kiskunsági Lössös Hát kistájon helyezkedik el. Ezt a területet homokkal és lösszel borított hordalékkúpsíkság alkotja. A régióban kisméretű mélyedések, szikes laposok és homokbuckák is előfordulnak. Éghajlata meleg, száraz. Alapközete főként lösz, de előfordulnak benne különféle homokos talajok is. A talajvíz mélysége süllyedő, mennyisége nem jelentős (Dövényi 2010).

A területen végzett mintagyűjtéshez védőtetős Barber-féle duplaedényes talajcsapdákat (Barber 1931) alkalmaztunk, amikbe ölő és konzerváló anyagként 10 tf%-os ecetsav oldatot használtunk (Woodcock 2005, Kádár & Samu 2006). Kihelyezésük öt, Kecskeméthez közeli erdőrésztbe történt (Kecskemét 19/F, -20/A, -24/B, -24/F és -27C) (1. ábra) 2016. április 21-én, háromszoros ismétléssel, az adott részletek egyedi karakterisztikáihoz igazodva, de egymástól legalább 5 méterre. Az erdőrészek összterülete 49,08 ha volt, termőhelytípus-változatuk pedig csak a termőréteg vastagságában tért el valamelyest (1. ábra). Mindösszesen 15 csapda került telepítésre. A mintaürítéseket kétételes rendszerességgel, október 24-éig végeztük, 13 alkalommal, összesen 190 napon át. A begyűjtött mintákat laboratóriumi körülmények között válogattuk szét és a meghatározásig 70%-os etil-alkoholban tároltuk.

Kiértékelési módszerek

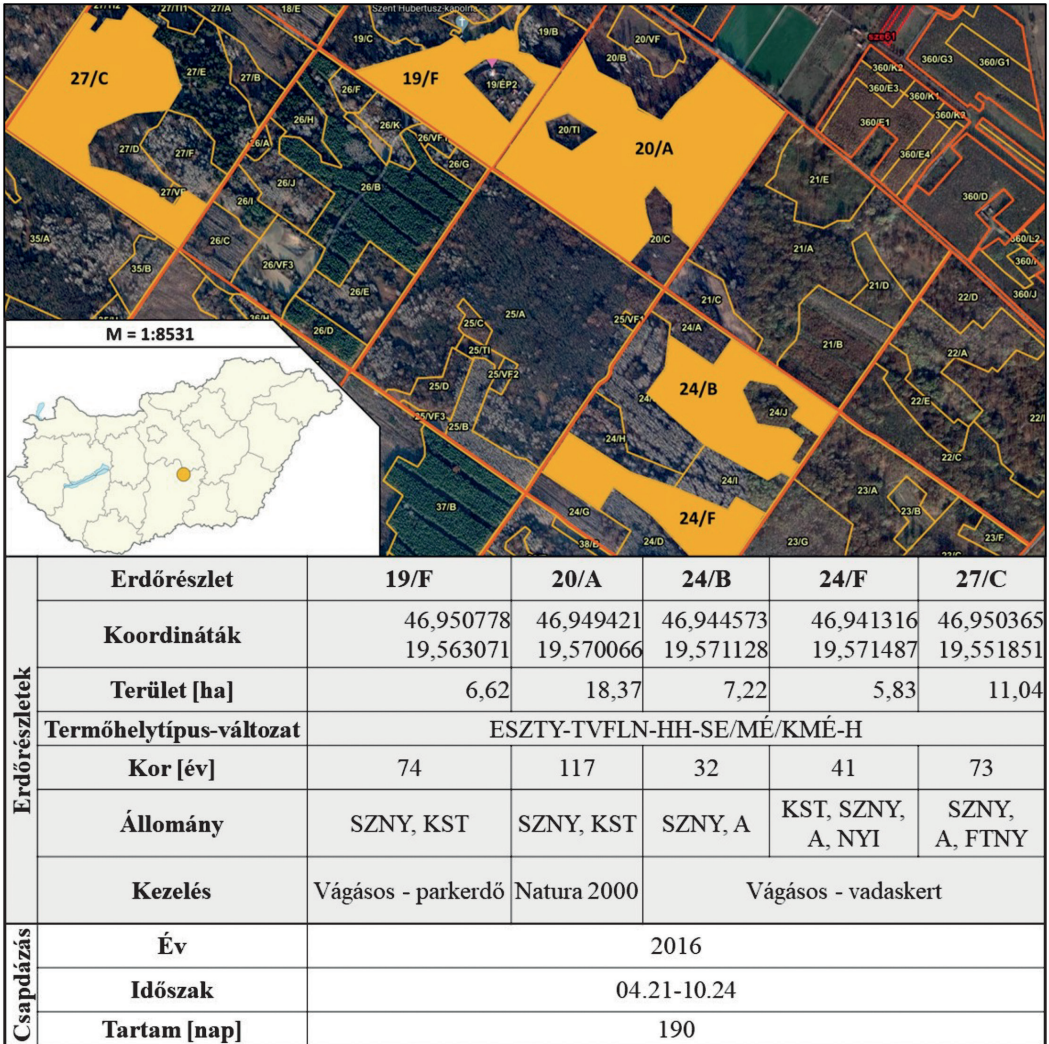
A pókfajok nomenklatúrájához a következő munkákat vettük alapul: Netwig et al 2021, W.S.C. 2021. A gyakoriságok jellemzéséhez Palmgren & Lönnqvist (1974), valamint Szinétár et al (2006) által alkalmazott dominancia kategóriákat használtuk; így az 5% feletti gyakoriságú fajokat dominánsnak, míg 10% felettieket szuperdominánsnak tekintettük. Mivel az ilyen fajok ökológiai igényei jól jellemzik az adott mintaterületeket, ezért ezeket a közleményben röviden ismertettük.

Elvégeztük továbbá az egyes erdőrészek összehasonlítását a mintázott közösségek átlagos testméret megoszlása (Netwig et al 2021); ökológiai preferenciái (Hänggi et al 1995, Buchar & Růžička 2002, Netwig et al 2021), valamint vadászati stratégiái (Loksa 1969, Cardoso et al 2011) alapján is. Az előbbi elemzéshez „hegedű diagramot” alkalmaztunk. Ez egy boxplot és egy tükrözött simított hisztogram kombinációja, ami az egyes értékekhez tartozó adatok valószínűségi sűrűségét is megmutatja (Chambers et al 1983, Reiczigel et al 2010). Az elemzések elkészítéséhez PAST 4.0 szoftvert használtunk.

A pókközösségeket a fajdiverzitás (Shannon-Weaver diverzitási index (Shannon – Weaver 1949)), valamint a kiegyenlítettség (ekvivalitás) alapján is összehasonlítottuk. Az egyes csapdák és élőhelyrészek fajgyűjtései közötti hasonlóságok megállapításához Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló (Bray & Curtis 1957) ordinációs vizsgálatot végeztünk, aminek módszere nem-metrikus többdimenziós skálázás (Non-metric MDS) volt. Végezetül, mivel a közösségi ökológiában használatos számos diverzitás index közül a választás validitása valamilyen szempontból általában megkérdőjelezhető, ezért elvégeztük az öt mintaterület Rényi-féle diverzitásrendezést is (Rényi 1961).

EREDMÉNYEK

A vizsgálat 190 napja alatt 15 családba tartozó 39 faj 1802 egyedét fogtuk be. A juvenilis, vagy egyéb okokból faji szinten nem meghatározható egyedek száma 529 volt. Az átlagos egyedszám 0,63 egyed/csapda/nap, míg az átlagos fajsám 0,01 faj/csapda/nap volt. A legtöbb egyed és legtöbb a faj a 27/C részletben került befogásra, míg a legkevesebb egyed a 24/F, a legkevesebb faj pedig a 19/F részletekben (1. táblázat).



1. ábra: A vizsgált erdőrészetek elhelyezkedése (WEB 1.), valamint az azokat leíró adatok (Országos Erdőállomány Adattár 2013) (SZNY – szürke nyár, KST – kocsányos tölgy, A – akác, NYI – közönséges nyír, FTNY – fekete nyár).

Figure 1: The positions of the surveyed forest sub-compartments (WEB 1) and their data (Hungarian Forest-stock Repository 2013) (SZNY – *Populus x canescens*, KST – *Quercus robur*, A – *Robinia pseudoacacia*, NYI – *Betula pendula*, FTNY – *Populus nigra*)

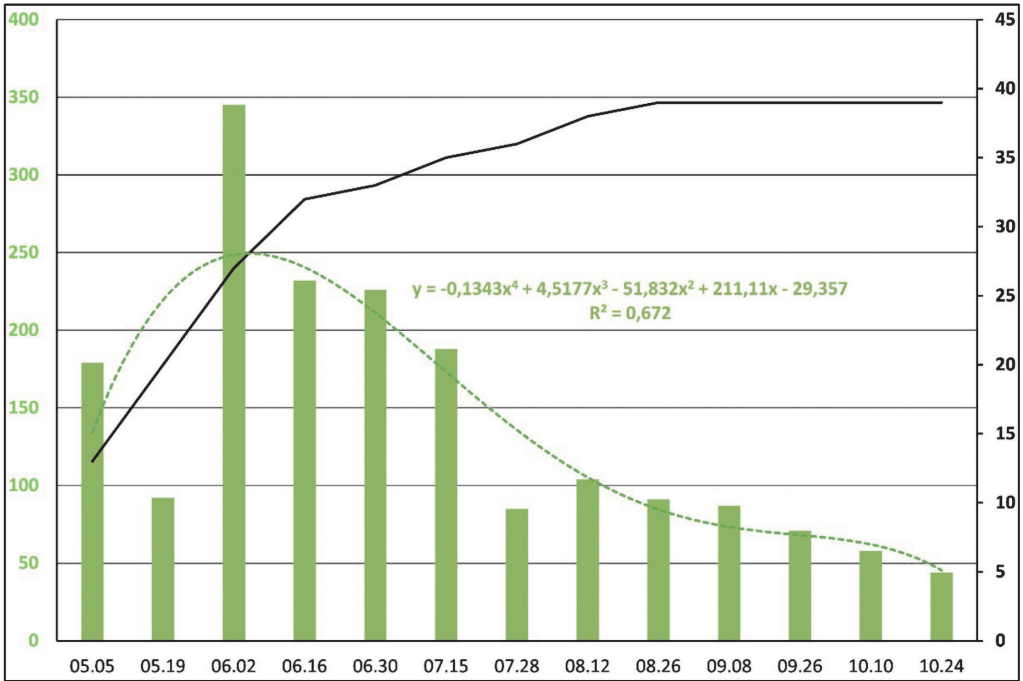
1. táblázat: Fogási eredmények (n – egyedszám, D – dominancia). A legalább egy erdőrészletben nagy dominanciájú (min 5,0) fajok **kiemelve**

Table 1: Catching results (n – specimen numbers, D – dominance). Species with at least 0.5 dominance value are in **bold**

Taxon	19/F	20/A	24/B	24/F	27/C	Σ	
	n	n	n	n	n	n	D
Dysderidae spp. Juv.		2			1	3	
<i>Harpactea rubicunda</i> (C. L. Koch, 1838)	2	14	12	7	4	39	2,16
<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)				3		3	0,17
<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757		1	1			2	0,11
Lynphiidae spp. Juv.	14	9	3	4	2	32	
<i>Canariphantes nanus</i> (Kulczyński, 1898)		3	3	4	4	14	0,78
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	1					1	0,06
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	4	4				8	0,44
<i>Palliduphantes pallidus</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)	3				1	4	0,22
<i>Panamomops menzei</i> Simon, 1926					1	1	0,06
<i>Tapinocyba insecta</i> (L. Koch, 1869)			1			1	0,06
<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	21	61	9	20	6	117	6,49
<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)		2	2	2		6	0,33
<i>Asagena phalerata</i> (Panzer, 1801)			1	1		2	0,11
<i>Enoplognatha thoracica</i> (Hahn, 1833)	3	4	6	7	8	28	1,55
<i>Robertus lividus</i> (Blackwall, 1836)	3	2				5	0,28
Lycosidae spp. Juv.	99	52	89	19	180	439	
<i>Alopecosa sulzeri</i> (Pavesi, 1873)		1	1	1	6	9	0,50
<i>Arctosa lutetiana</i> (Simon, 1876)	135	23	16	15	17	206	11,43
<i>Hogna radiata</i> (Latreille, 1817)					1	1	0,06
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	39	29	23	19	29	139	7,71
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	54	52	77	29	149	361	20,03
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)					1	1	0,06
Miturgidae spp. Juv.			1			1	0,06
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	1					1	0,06

Az 1. táblázat (folytatás)
Table 1 (cont.)

Taxon	19/F	20/A	24/B	24/F	27/C	Σ	
	n	n	n	n	n	n	D
Agelenidae spp. Juv.		1				1	
<i>Agelena labyrinthica</i> (Clerck, 1757)		1	1	2	2	6	0,33
<i>Eratigena agrestis</i> (Walckenaer, 1802)		3	4	1	8	16	0,89
<i>Zodarion germanicum</i> (C. L. Koch, 1837)	3	9	1	1	15	29	1,61
Clubonidae spp. Juv.	2	3	1			6	
Gnaphosidae spp. Juv.	12	3	2	2	4	23	
<i>Callilepis schuszeri</i> (Herman, 1879)					1	1	0,06
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)					1	1	0,06
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)					1	1	0,06
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)			1			1	0,06
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	3				1	4	0,22
<i>Scotophaeus quadripunctatus</i> (L., 1758)			1	1		2	0,11
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	37	7	1	1	1	47	2,61
<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	2		4	1	4	11	0,61
Thomisidae spp. Juv.			2	2	5	9	
<i>Ozyptila praticola</i> (C. L. Koch, 1837)	18	3	24	49	57	151	8,38
<i>Tmarus stellio</i> Simon, 1875			1			1	0,06
<i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835		1				1	0,06
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	1	2	3	3	2	11	0,61
Salticidae spp. Juv.				1	1	2	
<i>Ballus chalybeius</i> (Walckenaer, 1802)		1	2	2	1	6	0,33
<i>Euophrys frontalis</i> (Walckenaer, 1802)					1	1	0,06
<i>Phrurolithus minimus</i> C. L. Koch, 1839	18	8	3	1	4	34	1,89
Egyéb juvenilis	3	2	1	4	3	13	
Összes egyedszám	478	303	297	202	522	1802	
Egyedszám/csapda/nap	0,84	0,53	0,52	0,35	0,92	0,63	
Teljes fajsza	18	21	24	21	26	39	
Fajsza/csapda/nap	0,03	0,04	0,04	0,04	0,05	0,01	



2. ábra: A mintagyűjtés során csapdázott egyedek számának alakulása (zöld) és az illesztett negyedfokú trendvonal annak egyenletével, valamint a fajtelítődési görbe (fekete) csapdázási időpontok szerint.

Figure 2: Specimen numbers during the sampling period (green) and the related bi-quadratic trend line with its equation, and species accumulation curve (black), represented by sampling dates.

A mintavételi időszak során a közösség egyedszáma júniusban érte el csúcspontját, majd az július végére jelentősen lecsökkent. A legkevesebb egyedet pedig a csapdázási időszak végén, októberben fogtuk. Ez a populáció dinamika az európai lombhullató erdők esetén szokványosnak tekinthető (Green 1999), így több korábbi vizsgálatunk esetében is tapasztaltuk már (Bali et al 2016, 2017, 2020). A vonatkozó fajtelítődési görbe ellaposodó jellege alapján megállapítható, hogy a vizsgált erdőrészteltek talajfelszín közeli pókfaunája jól feltártnak tekinthető, hasonló csapdázási móddal jelentős fajszám-növekedés nem lett volna várható (2. ábra).

A legfajgazdagabb család a kövipókoké (Gnaphosidae) volt 8 fajjal, a legszámosabb pedig a farkaspókoké (Lycosidae), 1155 egyeddel (1. táblázat). E két család fajainak mintában való nagy gyakoriságának oka lehet, hogy a csapdázási módszer túlereprezentálja azokat. Az ide tartozó fajok ugyanis aktív vadászok, a talajcsapdák pedig ebből kifolyólag nagyobb valószínűséggel fogják be őket, mint a passzívabb, hálós vadászó pókokat (McCravy 2018). 11 olyan faj volt, ami mind az öt erdőrésztelből kimutatásra került. E fajok egyedei közösen a csapdázott együttes teljes egyedszámának 64,5%-át tették ki. A domináns fajok is ezek közé tartoztak. Az együttesben hat olyan faj volt, amely legalább egy erdőrésztelben elérte a domináns kategóriát, kettő kivétellel ezek szintén talajfelszínen vadászó pókok voltak. E domináns fajokat a következőkben röviden jellemezzük.

Pardosa alacris (C. L. Koch, 1833) (~4,7 mm): Az összes vizsgált erdőrésztelben szuperdominánsnak bizonyult. A sárgafoltos gyászfarkaspók hazánkban gyakorinak, csaknem közönségesnek tekinthető. Leginkább az erdei élőhelyeket kedveli, mivel lombavar megléte szükséges számára, de az erdőszegélyekben is előfordul, ha avart talál (Loksa 1972, Szinétár 2006).

Arctosa lutetiana (Simon, 1876) (~8,3 mm): A 19/F erdőrésztelben (parkerdő) szuperdomináns, máshol domináns volt. A pók ideje legnagyobb részét az általa készített üregeiben tölti. Tárnaít vagy nudum talaj-

felszín, vagy kövek alá készíti, nem túl kötött talajba. Síkvidéki faj, 600 m tengerszint feletti magasságig fordul elő. Rejtett életmódja miatt, leginkább csak a kóborló hímek kerülnek szemünk elé, de ezek is ritkán. Legjobban talajcsapdákkal lehet gyűjteni (Dolejš et al 2008).

Ozyptila praticola (C. L. Koch, 1837) (~3,5 mm): A 24/F és a 27/C erdőrészetekben (vadaskert) szuperdominánsnak, a 24/B erdőrészetben (szintén vadaskert) pedig dominánsnak bizonyult. Viszonylag gyakori faj, egész évben megtalálható. Igen sokféle (fás, füves), nem túl száraz élőhelyen előfordul. Főképp az aljnövényzet alatt vadászik, de kéreg alá behúzódva, vagy a legelső faágakon is előfordulhat (Netwig et al 2021).

Trochosa terricola Thorell, 1856 (~9,3mm): Az összes vizsgált erdőrészetben dominánsnak bizonyult. Szintén viszonylag gyakori faj. Országszerte igazán elterjedt. A szélsőséges élettereket leszámítva sokfelé előfordul. Kedveli az erdei élőhelyeket, a parkokat és az agrár, vagy éppen a füves területeket is (Szinetár 2006, Netwig et al 2021). Több korábbi felmérésünkben (Bali et al 2016, 2017, 2019, 2020) és jelen vizsgálatunkban is jellemzően együtt fordult elő a *P. alacris* fajjal.

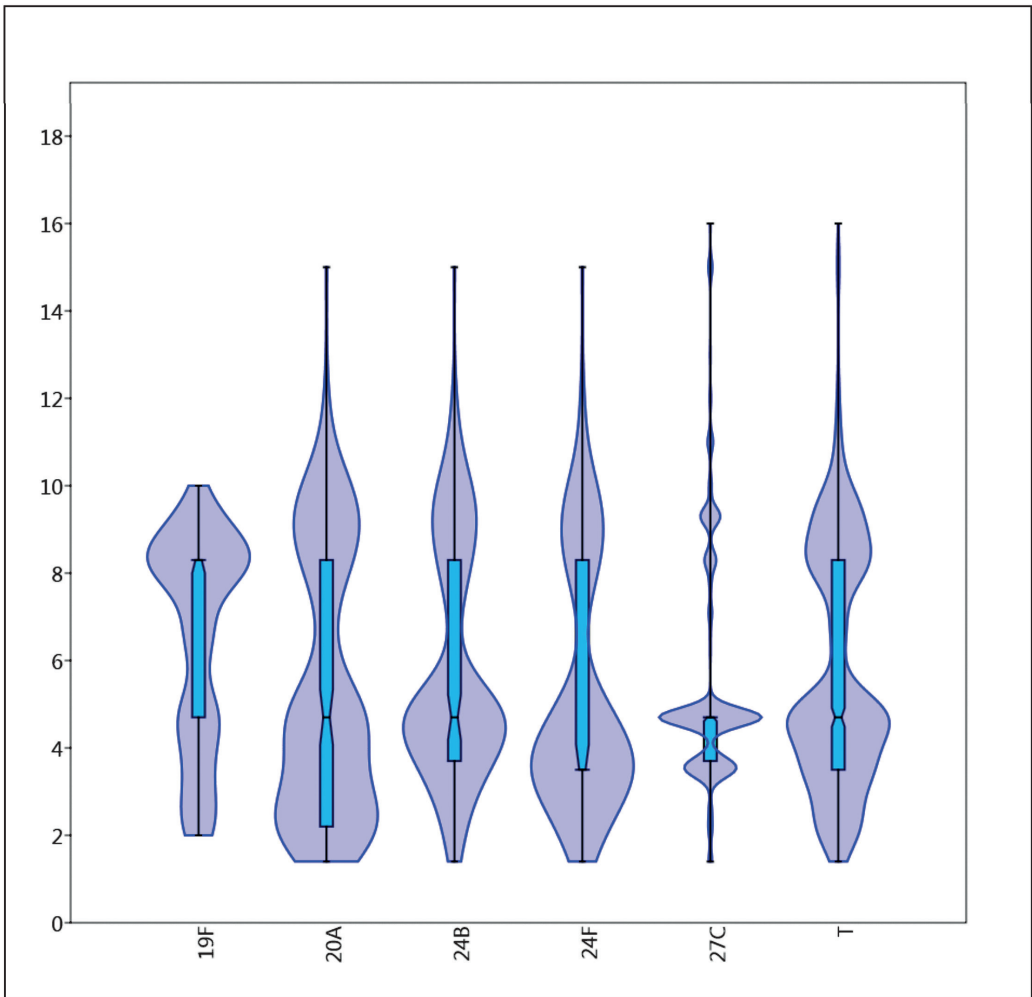
Tenuiphantes flavipes (Blackwall, 1854) (~2,2 mm): A 20/A erdőrészetben (Natura 2000) szuperdominánsnak, míg a 24/F erdőrészetben dominánsnak bizonyult. Egész évben megtalálható. Elterjedéséről és életmódjáról ugyanakkor viszonylag kevés információval rendelkezünk. Általánosságban erdei fajnak tekinthető, ami leginkább az avarszíntben él, de mohapárnákon is előfordulhat. (Netwig et al 2021).

Trachyzelotes pedestris (C. L. Koch, 1837) (~6,6 mm): A 19/F erdőrészetben (parkerdő) volt domináns. Szintén viszonylag gyakori faj, leginkább a jól megvilágított, délies, vegetációval kevésbé borított élőhelyeken fordul elő (Netwig et al 2021).

Közösségökológiai eredmények

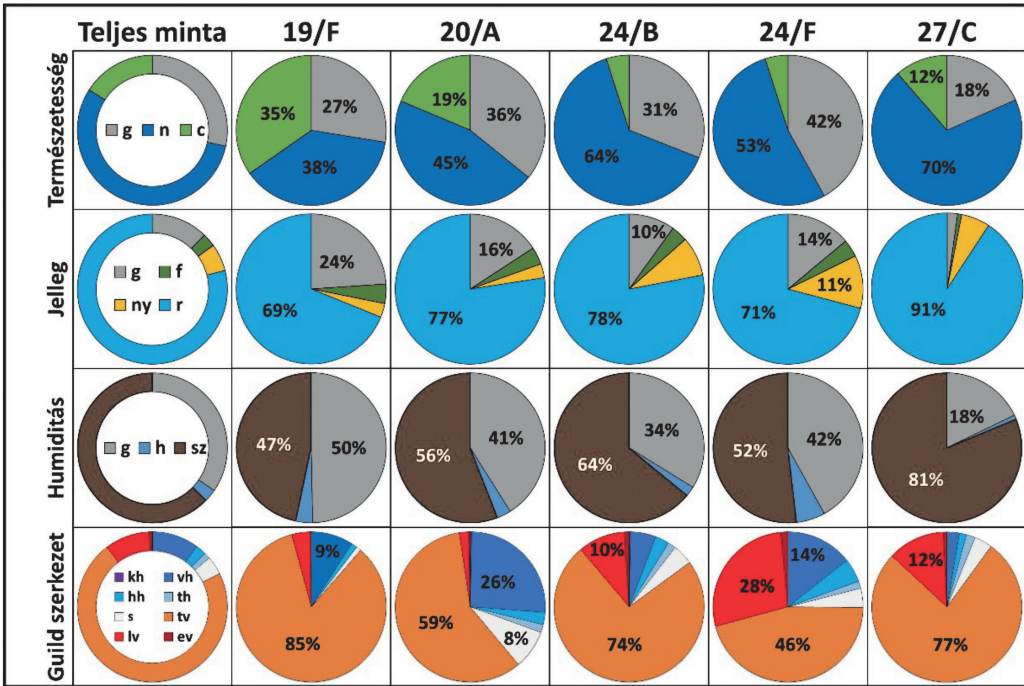
A csapdázott együttes teljes testméret-terjedelme 1,4 és 15 mm közé esett. A beazonosított egyedek több mint fele a ~4 mm-es mérettartományba tartozott. A méretkategóriák eloszlásában emellett megmutatkozik egy második méretkategóriacsoport is, mégpedig a ~8 mm-es tartományban. A teljes minta grafikonjának képétől a 19/F és a 27/C erdőrészetekéi térnek el legjobban. Előbbi jelentősen a nagyobb testű fajok felé tolódott el, itt volt ugyanis leggyakoribb az *A. lutetiana* faj. Utóbbi esetében pedig minden méretkategória előfordul, de a legnagyobb arányban a ~4 mm-es mérettartomány. Ebben az erdőrészetben fordult elő a legtöbb faj, valamint a *P. alacris* itt volt a leggyakoribb (3. ábra).

Az indikátorfajok egyedeinek megoszlása alapján a Nyíri-erdő általunk vizsgált részei viszonylag jó természetességű, részlegesen felnyílt és viszonylag száraz élőhelyeknek tekinthetők. Mindez tükrözheti a korábban már említett vízrendezések miatt bekövetkezett talajvízszint csökkenés hatásait is. A legjobb természetességet a 19/F erdőrészet mutatta, és ez tűnt a legüdébbnek is. A csapdázott közösséget a háló nélkül vadászó fajok dominálták. Ezek a fajok az európai művelt erdők alsóbb szintjeiben (avar- és mohaszint) jellemzően magas gyakorisággal vannak jelen, ugyanakkor az általunk tapasztalt nagy arányukban a csapdázási metodika is közre játszhat, hiszen e módszer hátránya, hogy a stacionárius életmódú fajok (hálószövők) esetében kevésbé hatékony (Netwig 1987, Tourinho & Lo-Man-Hung 2020). A hálós vadászó fajok közül a vitorlahálós pókok aránya volt a legnagyobb, ami a 20/A erdőrészetben elérte a közel egyharmadot (4. ábra).



3. ábra: A csapdázott együttesek átlagos testméreteloszlását [mm] szemléltető hegedűgörbék, erdőrészetenként ábrázolva (T – teljes együttes).

Figure 3: Violin-boxplots representing the average body size distribution of trapped communities by forest sub-compartment (T – data representing the total community).

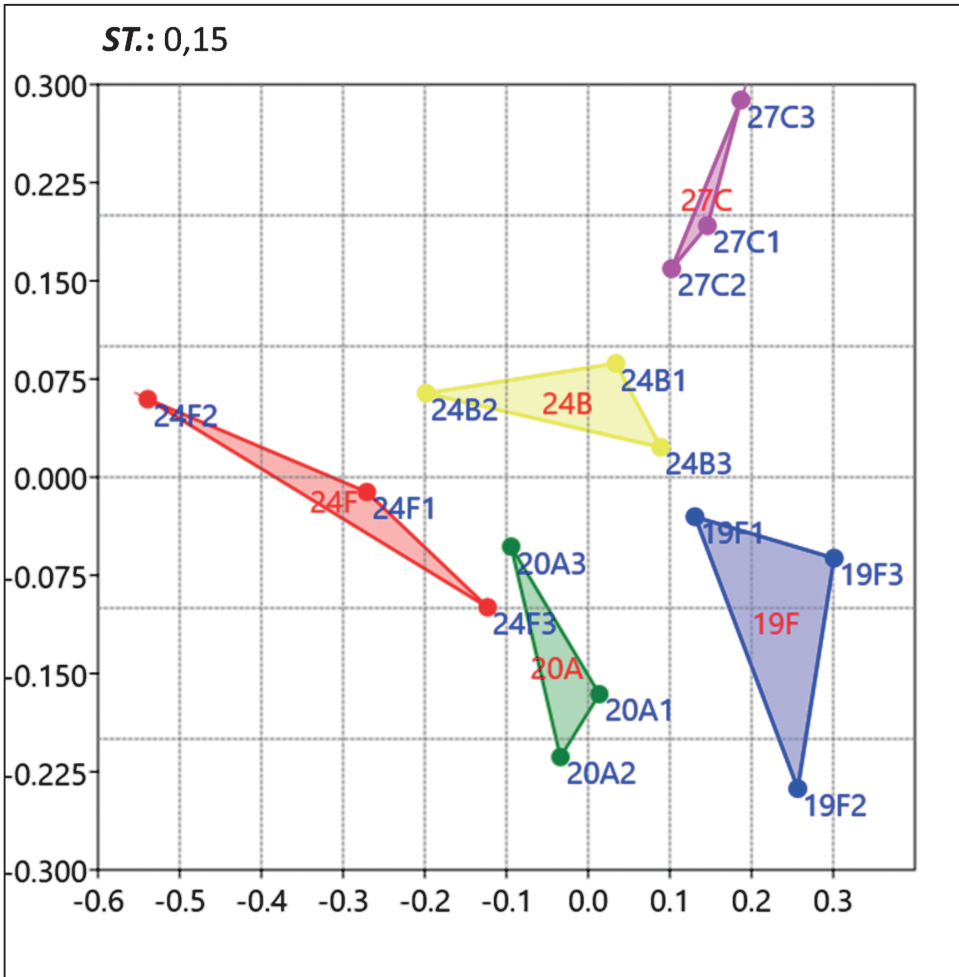


4. ábra: A csapdázott együttesek indikátor fajainak egyedszámok szerinti megoszlása. Az első három sorban azok ökológiai preferenciái alapján kategorizálva (g – generalista, n – természetközeli-, c – természetes-; f – fás-, ny – nyílt-, r – részlegesen fás/nyílt-; h – humid-, sz – száraz élőhelyek fajai). A negyedik sorban vadászati stratégiák alapján kategorizálva (kh – kerekháló, vh – vitorlaháló, hh – hurokháló, th – tölcserháló; tv – talajfelszínen vadászók, lv – lesből vadászók, ev – egyéb vadászók; s – specialisták).

Figure 4: Sampled community structure of the indicator species by specimen number. The first three row include ecological preferences (g – generalists, n – close-to-natural-, c – natural-; f – woody-, ny – open-, r – partially open-; h – humid-, sz – dry habitats). The last row represents guild structure (kh – orb web, vh – sheet web, hh – space web, th – funnel web; tv – cursorial hunters, lv – ambush hunters, ev – other hunters; s – specialists).

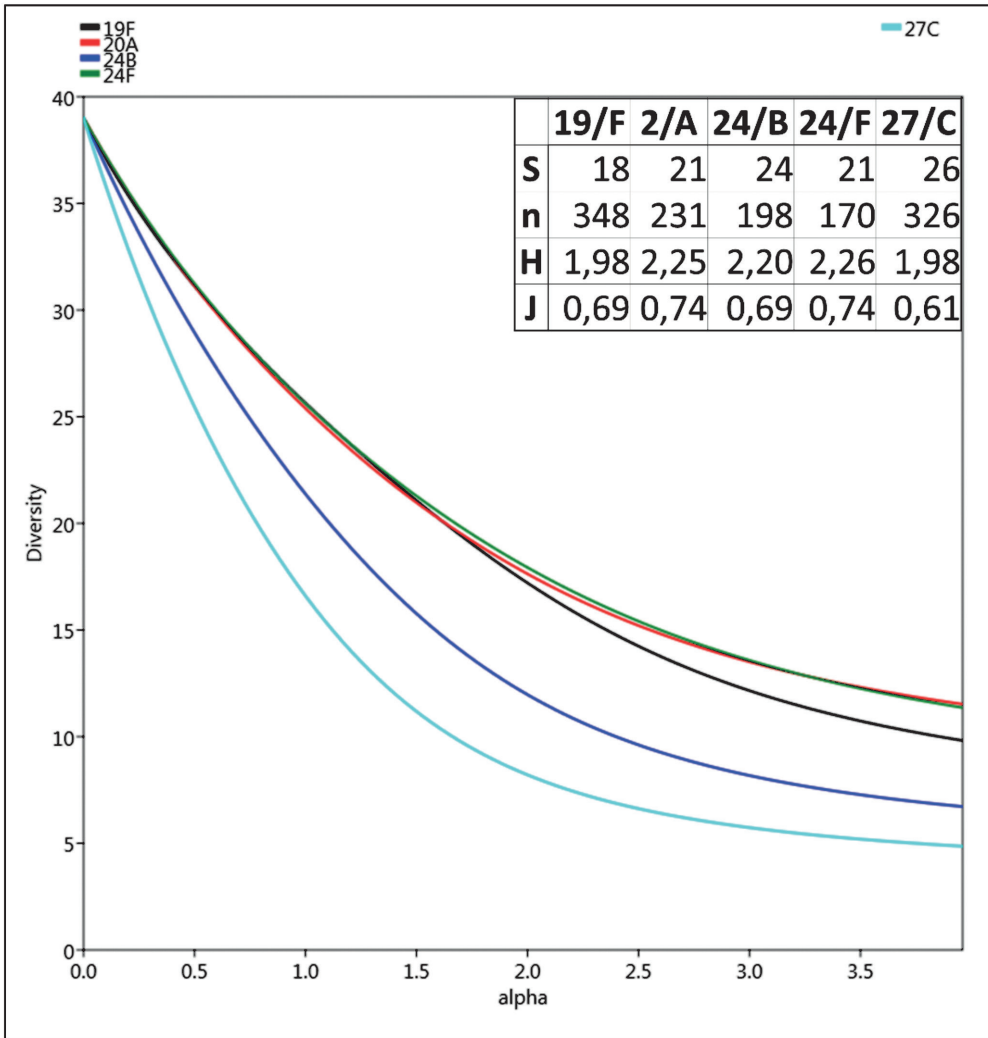
A non-metrikus többdimenziós skálázáson alapuló ordinációs vizsgálat stressz-függvényének (ST) értéke 0,15 volt, ami az optimális maximum, a 0,2-es érték alá esik (Podani 1997), így a vizsgálat eredményeit relevánsnak tartjuk. Az egyes erdőrészek mintái elkülönültek egymástól, de egyes esetekben előfordult, hogy más-más erdőrészetbe tartozó csapdák jobban hasonlítottak egymásra, mint a többi, azonos részletben található csapdára (pl. 20/A3 és 24/F3). A legnagyobb hasonlóság a 27/C, míg a legkisebb a 24/F erdőrészet csapdái között volt megfigyelhető (5. ábra).

Az egyes erdőrészek együtteseinek mind diverzitás, mind kiegyenlítettségi indexei viszonylag alacsonyok voltak. A legmagasabb diverzitást a 24/F erdőrészet mutatta (ez volt az egyedüli olyan erdőrészet is, amelynek állományában négy fajfaj elegyaránya is meghaladta az 5%-ot), a legalacsonyabbat pedig a 19/F és a 27/C erdőrészek (6. ábra). A Rényi-féle diverzitás rendezés alapján a legalacsonyabb diverzitással egyértelműen a 27/C erdőrészet rendelkezett. Ennek oka lehet, hogy a *P. alacris* faj itt volt a legtömegesebb. Ezt a 24/B erdőrészet követte. A másik három erdőrészet grafikonjai ezek felett haladtak, tehát e kettőnél magasabb diverzitásúnak tekinthetők, ugyanakkor egymást metszették, így ilyen szempontból egymás között már nem rangsorolhatóak (6. ábra).



5. ábra: Az egyes csapdák mintái közötti hasonlóságot Bray-Curtis hasonlósági index alapján feltáró N-MDS ordinációs vizsgálat.

Figure 5: Bray-Curtis similarity index based N-MDS ordination including samples of every trap.



6. ábra: A csapdázott együttesek Rényi-féle diverzitás profiljai, valamint az egyes erdőrészek közösségökológiai mutatói (T – teljes minta; S – fajszám, n – adult egyedszám, H – Shannon-Weaver diverzitás index, J – ekvitalitás).
 Figure 6: Diversity profiles, and some community ecological indices of the forest sub-compartments (T – total sample; S – species number, n – adult specimen number, H – Shannon-Weaver diversity indices, J – equitability).

ÖSSZEFOGLALÁS

A fentiek alapján a vizsgált erdőrészek talajfelszín közeli pókközössége csak moderáltan mondható gazdagnak. Mind az átlagos egyed-, mind az átlagos fajszámok elmaradnak például Ásotthalom, Bejcggyertyános, Szalafő, vagy Vép környéki erdők esetében hasonló mintázási módszer során nyert adatoktól (Bali et al 2016, 2017, 2019, 2020). Valamint a teljes kimutatott fajszám is, és a diverzitási indexek is valamelyest alacsonynak tekinthetők.

Mindennek oka lehet a csapdázási módszerek a háló nélkül vadászó pókokra való túlérzékenysége. Ugyanakkor esetleg feltételezhető az is, hogy a hálóval vadászó – különösen a tölcserhálós – pókok alacsony arányát okozhatja az aljnövényzet alacsonyabb fajszáma és ebből kifolyólag alacsonyabb strukturális összetettsége; esetleg a vékony fekvő holtfa hiánya. Előbbi következhet az adott részletek rendeltetéséből, vagy a csökkenő talajvízszint miatti flóraszegényedésből is. Ilyen irányú vizsgálatokat azonban nem végeztünk, így ezeket a feltételezéseinket csak hipotézis szintjén említenénk meg.

Elmondható még, hogy a vizsgált erdőrészletek feltárt közösségei mindegyik elvégzett analízis esetén valamelyest eltértek egymástól (leglátványosabban talán az ordinációs vizsgálat esetén), ugyanakkor ezeket az eltéréseket nem tekintenénk jelentősnek.

Bár a mintaterületen korábban arachnológiai vizsgálat még nem folyt, a dél-alföldi tájegységen zajlott pár hasonló kutatás (homoki, fás élőhelyek talajcsapdázása). Adatainkat ezekéivel összehasonlítva elmondható, hogy például az igen hasonló metodikával zajló ásothalmi vizsgálat (Bali et al. 2017) során mind az egyedszámok, mind a fajszámok magasabbak voltak, de a *P. alacris* ott is nagy abundanciát mutatott. Gallé (2011) ugyancsak magasabb egyedszámot mutatott ki egy Fülöpházához köthető felmérés során. Az általunk feltárt fajkészlet legnagyobb mértékben (22 azonos faj) a már említett ásothalmi, valamint egy Dóc/Vesszős környéken végzett kutatás (Gallé & Schwéger 2014) mintáival egyezett meg. Ezek mellett szintén nagy fajegyedőség (20 és 19 közös faj) mutatkozott még két bugacpusztaházi vizsgálatnál (Gallé et al. 2014, 2015) is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A publikáció elkészítését az EFOP-3.6.2-16-2017-00018 („Termeljünk együtt a természettel – az agrár-erdészet mint új kitörési lehetőség”) projekt támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bali L., Szinetár CS., Andrési D., Kámpel J. & Tuba K. 2016: Mesterségesen kialakított lékek talajközelen élő pókfaunájának (Araneae) vizsgálata. *Növényvédelem* 52: 287–296.
- Bali L., Szinetár CS., Andrési D., Tuba K. & Kálmán K. 2017: Talajcsapdás arachnológiai vizsgálat az Ásothalmi Tanulmányi-Erdőben. *Erdészettudományi Közlemények* 7(1): 69–84. <https://doi.org/10.17164/ek.2017.005>
- Bali L., Andrési D., Ferka R., Tuba K. & Szinetár Cs. 2019: Talajcsapdás arachnológiai vizsgálat a Szalafő Erdőrezervátum területén. *Erdészettudományi Közlemények* 9(2): 99–112. <https://doi.org/10.17164/ek.2019.007>
- Bali L., Andrési D., Szinetár CS. & Tuba K. 2020: Betekintés a bejggyertyánosi Farkas-erdő talajközeli pókfaunájába. *Biológia Savaria Természettudományi és Sporttudományi Közlemények* 18: 59–74.
- Barber H.S. 1931: Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46: 259–266.
- Bray J.R. & Curtis J.T. 1957: An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Buchar J. & Růžička V. 2002: Catalogue of Spiders of the Czech Republic. Peres Publishers, Praha. 7–189.
- Buchholz S. 2010: Ground spider assemblages as indicators for habitat structure in inland sand ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 19: 2565–2595. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9860-7>
- Cardoso P., Silva I., Oliveirade N.G. & Serrano A.R.M. 2004: Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 120: 517–524. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.024>
- Cardoso P., Pekár S., Jocqué R. & Coddington J.A. 2011: Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *PLoS One* 6 (6): e21710. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710>

- Chambers J.M., Cleveland W.S., Kleiner B. & Turkey P.A. 1983: Graphical methods for data analysis. Belmont, CA; Wadsworth.
- Chen B. & Wise D.H. 1999: Bottom-Up Limitation of Predaceous Arthropods in a Detritus-Based Terrestrial Food Web. *Ecology* 80(3): 761–772. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[0761:bulopa\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[0761:bulopa]2.0.co;2)
- Clarke R.D. & Grant P.R. 1968: An experimental study of the role of spiders as predators in a forest litter community. Part 1. *Ecology* 49: 1152–1154. <https://doi.org/10.2307/1934499>
- Dolejš P., Kubocová L. & Buchar J. 2008: Subterrestrial life of *Arctosa lutetiana* (Araneae, Lycosidae). *The journal of Arachnology* 36: 202–203. <https://doi.org/10.1636/st07-33sc.1>
- Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. 2. átdolgozott és bővített kiadás. Budapest, MTA FKI. 77–81.
- Elek Z., Kovács B., Aszalós R., Boros G., Samu F., Tinya F. & Ódor P. 2018: Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. *Scientific Reports* 8(16990): 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-35159-z>
- Gallé R. 2011: Dél-alföldi pókközösségek szerkezete. Doktori (PhD) értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Szeged. pp: 105. <https://doi.org/10.14232/phd.748>
- Gallé R. & Schwéger Sz. 2014: Habitat and landscape attributes influencing spider assemblages at lowland forest river valley (Hungary). *North-Western Journal Of Zoology* 10(1): 36–41.
- Gallé R., Maák I. & Szpisjak N. 2014: The effects of habitat parameters and forest age on the ground dwelling spiders of lowland poplar forests (Hungary). *Journal of Insect Conservation* 18: 791–799. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9686-9>
- Gallé R., Erdélyi N., Szpisjak N., Tölgyesi Cs. & Maák I. 2015: The effect of the invasive *Asclepias syriaca* on the grounddwelling arthropod fauna. *Biologia* (70)1: 104–112. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0011>
- Green J. 1999: Sampling method and time determines composition of spider collection. *Journal of Arachnology* 27: 176–182.
- Gunnarsson B. 1983: Winter mortality of spruce-living spiders: effect of spider interactions and bird predation. *Oikos* 40: 226–233. <https://doi.org/10.2307/3544586>
- Hänggi A., Stöckli E. & Nentwig W. 1995: Habitas of Central European Spiders. – *Miscellanea Faunistica Helvetica* 4: 459 pp.
- Heikkinen M.W. & MacMahon J.A. 2004: Assemblages of spiders on models of semi-arid shrubs. *Journal of Arachnology* 32: 313–323. <https://doi.org/10.1636/m02-1>
- Kádár F. & Samu F. 2006: A duplaedényes talajcsapdák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42(6): 305–312.
- Kremen C., Colwell R.K., Erwin T.L., Murphy D.D., Noss R.F. & Sanjayan M.A. 1993: Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796–808. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1993.740796.x>
- Loksa I. 1969: Pókok I. – Araneae I. – In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae). 97. Akadémiai Kiadó, Budapest. 133 p.
- Loksa I. 1972: Pókok II – Araneae II. - In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae). 109. Akadémiai Kiadó, Budapest. 112 pp.
- Maelfait J.-P. & Hendrickx F. 1998: Spiders as bioindicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. In: Selden P.A. (ed): *Proceedings 17th European Colloquium Arachnology* 293–300.
- McCrary K.W. 2018: A review of sampling and monitoring methods for beneficial arthropods in agroecosystems. *Insects* 9(4, 170): 1–28. <https://doi.org/10.3390/insects9040170>
- Nentwig W. (ed) 1987: *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag. 450 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-71552-5>
- Nentwig W., Blick T., Gloor D., Hänggi A. & Kropf C. 2021: *Spiders of Europe*. www.araneae.unibe.ch. 2019.10.24.
- Országos Erdőállomány Adattár 2013: Kecskemét 19/F, -20/A, -24/B, -24/F, -27/C erdőrezlet leíró lapok.
- Oxbrough A. & Ziesche T. 2013: Spiders in forest ecosystems. In: Kraus D. & Krumm F. (eds) *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. 284 p.

- Palmgren P. & Lönnqvist B. 1974: The spiders of some habitats at the Nätö Biological Station (Åland, Finland). *Societas Scientiarum Fennica, Commentationes Biologicae* 73: 1–10.
- Pearce J.L. & Venier L.A. 2006: The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecological Indicators* 6: 780–793. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>
- Podani J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adathalmazok rejtelmébe. *Scientia Kiadó, Budapest*, 252–257.
- Reiczigel J., Harnos A. & Solymosi N. 2010: Biostatisztika – nem statisztikusoknak. *Pars Kft., Nagykovácsi*. p. 462.
- Rényi A. 1961: On measures of information and entropy. *Proceedings of the fourth Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability 1960*. pp. 547–561.
- Scott A.G., Oxford G.S. & Selden P.A. 2006: Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat bogs. *Biological Conservation* 12: 420–428. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.001>
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana and Chicago, 1–117.
- Sitvarin M.I., Rypstra A.L. & Harwood J. 2016: Linking the green and brown worlds through nonconsumptive predator effects. *Oikos* 125(8): 1057–1068. <https://doi.org/10.1111/oik.03190>
- Szinétár Cs. 2006: Pókok. Keresztespókok, farkaspókok, ugrópókok és rokonaik a Kárpát-medencében. *Élővilág Könyvtár, Kossuth Kiadó, Budapest*.
- Szinétár Cs., Kovács P., Samu F. & Horváth R. 2006: Egy kisparcellás lucernaföld talajlakó pókfaunája és annak szezonális változásai a Nyugat-Dunántúlon. *A Berzsenyi Dániel Főiskola Tudományos Közleményei XV. Természettudományok* 10: 69–79.
- Tourinho A.L. & Lo-Man-Hung N. 2020: Standardized Sampling Methods and Protocols for Harvestman and Spider Assemblages. In: Santos J.C. & Fernandes G.W. (eds): *Measuring Arthropod Biodiversity*, Springer. 365–400. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0_15
- Tóth J. 1999: *Erdészeti Rovartan*. Agrinform Kiadó, Budapest. p. 436.
- Wise D. 1993: *Spiders in Ecological Webs* (Cambridge Studies in Ecology). – Cambridge University Press 1–289. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623431>
- Wise D.H. 2004: Wandering spiders limit densities of a major microbi-detritivore in the forest-floor food web. *Pedobiologia* 48: 181–188. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.12.001>
- Woodcock B.A. 2005: Pitfall trapping in ecological studies. In: Leather S. (ed): *Insect Sampling in Forest Ecosystems*. Blackwell, Oxford, 37–57. <https://doi.org/10.1002/9780470750513.ch3>
- World Spider Catalog. 2021: *World Spider Catalog. Version 21.5*. Natural History Museum Bern. Online at <http://wsc.nmbe.ch> (2021.08.14.)
- Ysnel F. & Canard A. 2000: Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *Journal of Arachnology* 28: 107–114. [https://doi.org/10.1636/0161-8202\(2000\)028\[0107:SBICWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1636/0161-8202(2000)028[0107:SBICWT]2.0.CO;2)
- Zou Y., Feng J., Xue D., Sang W. & Axmacher J.C. 2012: A Comparison of Terrestrial Arthropod Sampling Methods. *Journal of Resources and Ecology* 3: 174–182. <https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2012.02.010>
- WEB 1.: <https://erdoterkep.nebih.gov.hu/> (2020.06.30.)

Érkezett: 2021. május 2.

Közlésre elfogadva: 2021. szeptember 12.



Ugrópók

Az ugrópókoknak világszerte több mint 6000 faja ismert, közülük Magyarországon 83 fordul elő. Testméretük 1 és 20 mm közé tehető, de a nálunk gyakoribb fajok nagysága átlagosan 6-6,5 mm körüli. Első szemsoruk nagyméretű középszemeiről könnyen felismerhetők. A legjobban látó ízeltlábúak közé tartoznak, e képességüket vadászat és navigáció közben is kihasználják. A pókok közül egyedülálló módon jó látásuknak a pázás során is hasznát veszik: bizonyos fajok hímjei násztáncot járnak a nőstényeknek, valamint vizuális ingerek használatával igyekeznek eltántorítani a rivális egyedeket. Az ilyen hímek általában feltűnőbbek, színesebbek, mint a nőstények. Helyváltoztatásuk során testméretükhöz képest nagy távolságokra is képesek elugrani. Ugrásaik agilisak és igen pontosak. Legfőképpen nappal aktívak, prédáikra is ekkor vadásznak, amelyeket tevékenyen kutatnak, s általában lesből, egyetlen ugrással ejtenek el. Táplálékspektrumuk viszonylag tág. Ugróvillásokat épp úgy fogyaszthatnak, mint kétszárnyúakat. A pókok között ritka módon hangyák és más pókok elejtésére is specializálódhatnak. Gyorsan ható mérgeüknek és vadászati stratégiájuknak köszönhetően saját méretüknél jóval nagyobb prédákat is elejthetnek. Az erősen kitinizált zsákmányt viszont általában kerülik. Az erdők szinte valamennyi szintjében előfordulhatnak, de a lágyszárú- és a cserjeszintekben a leggyakoribbak.

Fotó és szöveg: Bali László (SOE EMK)

MIKROORGANIZMUSOK SZEREPE A SZÚBOGARAK (CURCULIONIDAE, SCOLYTINAE) ÖKOLÓGIÁJÁBAN

Balázs Balázs Gábor, Tuba Katalin és Lakatos Ferenc

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Erdő- és Természeti Erőforrás-gazdálkodási Intézet

Kivonat

A szűbogarak (Curculionidae, Scolytinae) egyes fajai, különösen fenyőerdőkben, a legveszélyesebb erdei károsítók közé tartoznak. A legtöbb szűfaj általában nem támad meg, nem pusztít el egészséges fákat, hanem a legyengült egyedeket, valamint az elpusztult fákat kolonizálja sikeresen. Egyes fajok azonban bizonyos abiotikus tényezők hatására (tartósan meleg és száraz időjárás, széltörés, hőtörés) tömegesen elszaporodhatnak, így gazdasági és ökológiai hatásuk jelentős. A bogarak táplálkozásában, a gazdanövény sikeres kolonizálásában, a gradációjukban fontos szerepet játszanak a szűkkal társult mikroorganizmusok, mint például gombák és baktériumok. Jelen írás célja ezen mikroorganizmusok a szűbogarak életmódjára, valamint a szűk és tápnövényeik közötti interakcióra gyakorolt hatásának bemutatása. Tesszük ezt egy, a ma reneszánszát élő koncepció, a holobiont elmélet szerinti megközelítéssel, vagyis a szűbogarakat és a velük társult mikrobiótát egységes egésként értelmezve.

Kulcsszavak: Scolytinae, mikroorganizmusok, szimbiózis, holobiont

THE ROLE OF MICROORGANISMS IN THE ECOLOGY OF BARK BEETLES (CURCULIONIDAE, SCOLYTINAE)

Abstract

Some bark beetle species (Curculionidae, Scolytinae), especially in coniferous forests, are major factors for mass mortality of trees. Although bark beetle species usually do not attack healthy trees, they can colonize weakened or dying trees. Some species may have massive outbreaks, especially under defined abiotic conditions (like hot and dry weather or after wind and snow damage) and can have significant economic and ecological effect. Microorganisms associated with bark beetles such as fungi or bacteria play important roles in their colonization success, development, and gradation. This paper provides a review on the effects of microorganisms on the biology of bark beetles and interactions between bark beetles and their host plants. We present these interactions based on the holobiont theory, i.e., considering bark beetles and their associated microbiota as a whole.

Keywords: Scolytinae, microorganisms, symbioses, holobiont

BEVEZETÉS

A fatest, mint táplálékforrás a legtöbb élőlény számára csak nehezen, vagy egyáltalán nem hasznosítható. Ennek legfőbb oka a növényi sejtfalat felépítő cellulóz és lignin kémiai stabilitása, melyek lebontásához speciális enzimek szükségesek. A növények számos védekező mechanizmussal alkalmazkodtak a kórokozók és károsítók támadásával szemben. Ilyen adaptációnak tekinthető többek között a hiperszenzitív reakció, a káros szervezetekre toxikus vegyületek termelése, illetve fás szárú növények esetén a kéreg, mint fizikai akadály. A rovarok és kórokozók alkalmazkodtak e nehézségekhez, esetenként igen sikeresen. A szúbogarak esetében a tápnövényhez való adaptációban kulcsszerepet játszanak a velük szimbiózisban élő mikroorganizmusok, amelyek nem csupán előnyöket biztosítanak a bogaraknak, de jelenlétük sokszor nélkülözhetetlen létszükséglet is lehet.

A szúkkal társult mikroszervezetek, különösen a gombák olyan előnyöket biztosítanak, mint például a tápnövény ellenálló képességének csökkentése azáltal, hogy a növény által termelt toxikus vegyületeket semlegesítik, és/vagy annak szállítását megakadályozzák. Ezen gombák különböző mértékben, de növénypatogéneknek tekinthetők, ahol az előbb említett képességek lényeges virulencia faktorok lehetnek (Kirisits 2004, DiGuistini et al 2011). Az egyik legfontosabb szimbiotikus kapcsolat gomba és szú között a táplálkozásbiológiai kapcsolat. Ennek iskolapéldája a fatestben fejlődő ambrózia bogarak és az úgynevezett ambrózia gombák kapcsolata. Ezek a szúfajok a faanyagot csak szubsztrátnak használják, amelyen gombapartnereiket „termesztik” és azok micéliumait, illetve konídiumait fogyasztják. Vannak továbbá olyan hánicsban fejlődő fajok is, melyek a kambium és hánics mellett gombapartnereikkel is táplálkoznak (Harrington 2005). Egyes gombák és baktériumok esetében kimutatták, hogy azok szú-feromonokat szintetizálnak, így hatással vannak a bogarak kémiai ökológiájára (Kirisits 2004; Raffa et al 2015). Felfedeztek olyan gombafajokat is, melyek védelmet nyújthatnak rovarpatogén, illetve egyéb antagonistá gombákkal szemben (Kirisits 2004, Davis & Hofstetter 2011). A szú azonban nem csupán gombákkal élhetnek szimbiózisban, hanem baktériumokkal is (Six 2013). Az elmúlt néhány évtizedben számos kutatást végeztek a szúk és baktériumok közötti interakciókkal kapcsolatban. Bebizonyosodott, hogy egyes baktériumok olyan hasonló vagy azonos szereppel bírnak, amiket eddig csak a szimbióta gombapartnereknek tulajdonítottak (García-Fraile 2017).

Írásunk célja a szúbogarak példáján keresztül bemutatni, hogy az erdei életközösségekben fellépő károsítások mögött rendkívül összetett folyamatok és összefüggések rejlenek. A szú-mikroba kapcsolatok gyakorisága, és a fent említett ökológiai szerepek alapján elmondható, hogy a mikroorganizmusok meghatározó elemei a bogarak biológiájának. Igen gyakran fontos mediátor szerepet töltenek be a szúk és azok tápnövényei közötti interakciókban, így e kölcsönhatások jobb megértése érdekében nem hagyhatók figyelmen kívül. Érdemes lehet ezeket a szú-mikroba rendszereket egy egységes egészként, vagyis holobiontként szemlélni.

A SZIMBIÓZISTÓL A HOLOBIONT ELMÉLETIG

Aszimbiózist gyakran úgy határozzák meg, mint két organizmus kölcsönösen előnyös együttélése. Valójában ez a mutualizmus definíciója, ami a szimbiózis szűkebb értelmezése, pontosabban annak egyik formája. A szimbiózis fogalmát először de Bary (1879) vezette be, amit két különböző faj együttéléseként határozott meg. Frank (1877) – de Bary-t megelőzően – már leírta ezt a jelenséget, mint szimbiotizmus. Szerinte minden olyan esetet, melyben egy faj egy másikon vagy másiban él – a pusztá koegzisztenciájuk alapján, figyelmen kívül hagyva a két fél szerepét –, célszerű szimbiotizmusnak tekinteni. A klasszikus definíció(k) tehát nem beszélnek előnyökről vagy hátrányokról, így szimbiózissnak tekinthetjük a kölcsönösen előnyös együttélésen túl (mutualizmus), a kommenzalizmust, a neutralizmust, a predációt, a parazitizmust, parazitoidizmust és az antagonizmust is. Az egyik legnépszerűbb szimbiózis definíciót Zook (1998) fogalmazta meg, miszerint a

szimbiózis egy organizmus egy vagy több más organizmussal kialakított és fenntartott kapcsolata, mely új struktúrák és metabolizmus kialakulásához vezet. A szimbiózis kutatás legnagyobb mérföldköve az eukarióta sejt szimbiogenetikai eredetének igazolása volt (Margulis 1970), melynek hatására a témakör a tudományos érdeklődés homlokterébe került. Joggal merül fel a kérdés: ha az evolúció során olyan rendkívül fontos esemény, mint az eukarióta sejt kialakulása egymástól független prokarióták szimbiózisának eredménye, akkor milyen más organizmus evolúciójában lehet még lényeges szerepe a szimbiózisnak? A válasz az, hogy a szimbiózis az evolúció egyik legnagyobb hajtóereje, különösen a magasabb rendű eukarióták (állatok, növények) esetén, melyek döntő többsége szimbiózisban él valamilyen mikroorganizmussal (Gilbert et al 2012, Zook 2015).

A szárazföldi edényes növények mintegy 85–90%-a valamilyen formában mikorrhiza gombákkal él szimbiózisban, mely kapcsolat nagy valószínűséggel kulcsszerepet játszott a szárazföldi növényzet kialakulásában (Feijen et al 2018, Strullu-Derrien et al 2018). A mikorrhiza gombákon túl a gümőképző, nitrogén-fixáló baktériumok is közismert példái a növény-mikroba szimbiózisoknak (Sprenst 2005). Az állatok evolúciójára szintén jelentős hatást gyakoroltak a mikrobiális szimbióták. A növényevő rovarok esetén ezek a szimbióták erősen befolyásolták a különféle tápnövényekhez való alkalmazkodást. Ilyenek például azok a tápcsatornában élő baktériumok, melyek a növényi szövetek emésztését segítik elő (Janson et al 2008, Joy 2012, Six 2013).

A növények és állatok szimbiózisa mikroorganizmusokkal általános jelenség. Ez a felismerése vezetett a holobiont elmélet megfogalmazásához. A holobiont mint fogalom Margulis és Fester (1991) nevéhez kötődik, amit úgy definiáltak, mint a magasabb rendű eukarióta (gazda) és a vele szimbiózisban élő mikroorganizmusok összessége (mikrobióta). Elgondolásuk szerint a holobiont egységes metaorganizmusként működik, melyben a szimbiózis az evolúció fő hajtóereje. Ebből az elgondolásból bontakozott ki Zilber-Rosenberg és Rosenberg (2008) által kidolgozott hologenom szemléletű evolúció, miszerint a természetes szelekció alanya a holobiont, melynek a teljes genetikai állománya, azaz a hologenom hatékonyabban és gyorsabban képes alkalmazkodni a változó környezeti feltételekhez, mint a makroszkópikus gazdaszervezet önmagában.

A multiszimbiotikus rendszerek a fajok közötti interakciók csaknem teljes spektrumát lefedik. Előfordulnak obligát, fakultatív és véletlenszerű kapcsolatok, valamint a gazda és mikrobióta közötti kapcsolatokon túl, az egyes mikrobák közötti interakciók is meghatározóak lehetnek (Zook 2015). Egy adott holobiont vizsgálatakor kétféle megközelítést célszerű alkalmazni. Az egyik, az egyes mikroba populációk és a gazda közötti kapcsolatok meghatározása, a másik a mikrobák közötti kölcsönhatások vizsgálata. Egy mikrobiótában előfordulnak olyan szimbióták, melyek önmagukban nem, de közösen képesek előnyökhöz juttatni a gazdaszervezetet, mégpedig úgy, hogy kollektív anyagcsere fenntartásával hasznos metabolitokat szintetizálnak (vitaminok, aminosavak). Az egyes mikroorganizmusok egymással kompetitív kapcsolatban is lehetnek, ezzel szabályozva egymás populációját. Ezek alapján a mikrobióta hatása a gazdaszervezetre az egyes mikroorganizmusok közötti kölcsönhatások eredő hatásaként is értelmezhető, így egyes szakirodalmakban nem az egyes szimbióták és a gazda, hanem a mikrobióta mint komplett életközösségközösség és a gazda közötti kapcsolatot nevezik mutualizmusnak (Mushegian & Ebert 2016). Ezek szerint a gazdaszervezet szempontjából káros szervezetek is ennek a mikrobaközösségnek a szerves részei. Abban az esetben, ha a gazda tolerálja ezek jelenlétét, akkor bizonyos feltételek mellett hasznosnak is tekinthetőek. Ahhoz, hogy a mikrobióta a gazdaszervezet szempontjából megfelelően működjön, nem csak a diverzitás, hanem az egyes mikrobatorzsek egymáshoz viszonyított aránya és kapcsolatuk hosszútávú fennállása is lényeges, vagyis a mikrobiótának (a gazda közreműködésével) fenn kell tartania egy homeosztatisz állapotot.

A mutualista kapcsolatok tekintetében meg kell említeni, hogy erősödik az a nézet, miszerint a valódi mutualizmus a ritkább eset, és elsősorban az intracelluláris endoszimbiótákra korlátozódik. Az esetek nagy részében a szimbiózis a gazda számára fontos, vagy akár nélkülözhetetlen. A szimbióta mikroorganizmusok többsége a gazdaszervezettől függetlenül is életképes lehet. Sok esetben a gazdának előnyös anyagcsere-termékeket a mikroorganizmusok saját céljainak megfelelően állítják elő. A feleslegben termelt metabolitokat a

gazdaszervezet képes hasznosítani. Ilyen esetben a kapcsolatot célszerűbb lehet facilitációnak tekinteni (Zook 2015, Mushegian & Ebert 2016).

A holobiont elmélet nagy népszerűségének ellenére széles körben vitatott. Vannak olyan nézőpontok is, miszerint a gazdaszervezettel társult mikrobiótát környezeti faktornak kell tekinteni, hiszen mikrobák tengerében élünk, és a társult mikroorganizmusok nagy része a gazdától függetlenül is életképes, továbbá egyes szelekciós hatások csak a gazdára, vagy csak a mikrobiótára, illetve annak egyes elemeire hatnak (Mushegian & Ebert 2016, Douglas & Werren 2016). Jelen írásnak nem célja eldönteni ezt a tudományos vitát, azonban elmondható, hogy ez az elmélet a bizonytalansága ellenére egy holisztikus szemléletet tükröz. A megközelítés ésszerűnek bizonyul, hiszen az élő szervezetek természetes körülmények között nem izoláltan léteznek, hanem egy olyan környezetben, ahol vannak biotikus és abiotikus faktorok, melyek az adott élőlény létét és tulajdonságait alapvetően meghatározzák.

A SZÜBOGÁR HOLOBIONT

A holobiont kutatások népszerű alanyai a rovarok, melyek az állatvilág legnagyobb sokféleséggel bíró képviselői és szinte kivétel nélkül mindegyik társul valamilyen mikroorganizmussal (Guerrero et al 2013). Ez alól a szübogarak sem kivételek, sőt gazdasági jelentőségük miatt igen intenzíven kutatott ez a rendszertani csoport.

Mikrobiális diverzitás

A szübogarak igen változatos mikrobaközösséggel élnek szoros kapcsolatban. Ebben a közösségben a bogarak testén és belsejében egyaránt előfordulnak gombák, baktériumok, vírusok, sőt algák is (utóbbiak jellemzően a kutikulán). A legrégebben kutatott és leginkább ismert csoport a szúkkal társult gombák. A szú mikrobiótában egyaránt vannak fonalgombák és élesztőgombák (egysejtű növekedésű) (Hofstetter et al 2015).

A legismertebb gombái ennek a szimbiotikus rendszernek az ún. ophiostomatoid gombák, melyek elsősorban fenyőfélék szíjácskékülését okozzák (Kirisits 2004). Az ophiostomatoid gombákat az Ascomycota törzs két különböző rendjébe sorolják. A *Ceratocystis* és *Endoconidiophora* nemzetségek és anamorf nemzetségeik (*Thielaviopsis*, *Chalara*) a Microascales rendbe tartoznak. Az ide tartozó gombák többsége lágyszárú növények kórokozója, de vannak fás szárúakat megbetegítők is. Például a *Ceratocystis fagacearum* (Hunt, 1956), amely a tölgyek hervadásos megbetegedését okozza (elsősorban Észak-Amerikában) vagy az *Endoconidiophora polonica* (de Beer et al, 2014) [korábbi nevén *Ceratocystis polonica* (Moreau, 1952)] lucfenyőn. Ezek a gombák lazább kapcsolatban állnak a szübogarakkal, többségük inkább rovaroktól független életmódot folytat (Kirisits 2004, de Beer et al 2014). Az ophiostomatoid gombák másik csoportja az *Ophiostoma*, *Grosmannia* és *Ceratocystiopsis* nemzetségek, valamint ezek anamorf nemzetségei a *Pesotum*, *Sporothrix*, *Hyalorhinocladiella* és *Leptographium* az Ophiostomatales rendbe tartoznak. Ezek a fajok jobban adaptálódtak a szimbióta életmódhoz (Zipfel et al 2006, Hofstetter et al 2015). Az Ascomycota törzs egyéb fonalgombáit is gyakran izolálták a szübogarak mikrobiótájából. Ilyenek például az *Aspergillus*, *Penicillium*, *Tirochoderma*, és *Mucor* fajok, azonban ezek nem állnak szoros kapcsolatban a szúkkal, hanem a pusztuló fa mikrobiális szukcessziójának előrehaladott állapotában megjelenő szaprotrófok (Kirisits 2004).

Az élesztőgombák a legnagyobb mennyiségben jelen lévő mikroorganizmusok a szú mikrobiótában. Tömegességük messze meghaladja mind a fonalgombákét, mind a baktériumokét. Igen gyakran izolálhatóak a szúk járataiból, bábkamráiból, minden fejlődési stádiumban a kutikuláról, a középbél epitéliumáról és a hemolimfából, valamint a szúk speciális szervéből a micetangiumból is. Szerepükre sokáig csak teoretikus alapokon lehetett következtetni (sok esetben még ma is), ám az utóbbi néhány évtizedben igazolták, hogy a

szimbióta élesztőgombák jelentősen befolyásolják más mutualista és antagonistá gombapartnerek növekedését, illetve szű-feromonok előállításával hatással vannak a szűk kémiai ökológiájára is. Leggyakrabban izolált nemzetségek a *Pichia*, *Ogatea*, *Kuraishia*, és a *Candida* (Six 2003, Kirisits 2004, Hofstetter et al 2015).

A bazídiumos gombák ritkábban társulnak szúbogarakkal. Az egyetlen nemzetség, amelynek táplálkozásbiológiai szerepe néhány észak-amerikai szűfaj esetén igazolt, a Corticiaceae családba tartozó *Entomocorticium*. Ezek a gombák jellemzően farontók (Harrington 2005). Európában a betűzészű [*Ips typographus* (L., 1758)] járataiból gyakran izolálták a *Gloeocystidium ipidophilum* (Siemaszko, 1939) nevű gombát, de kapcsolata a szűval még nem tisztázott (Kirisits 2010). További más bazídiumos gombákat is izoláltak [többek között a gyökérrontó tápló, *Heterobasidion annosum* (Brefeld, 1888) spóráit], de ezek csak véletlenszerű előfordulásoknak bizonyultak, illetve előfordultak egysejtű növekedésű fajok, amelyek feltehetőleg mikoparaziták (Kirisits 2004).

A legújabb kutatások szerint, a gombák mellett a baktériumok is jelentős szerepet játszanak a szűbogár holobiontban (García-Fraile 2018). Összevetve más gerinctelenekkel a szűk tápcsatornájában élő baktériumok fajszáma azonban jóval alacsonyabb. Az emésztőrendszeren túl a szűbogarak testfelületéről is nagy mennyiségben lehet baktériumokat izolálni, valamint a rézmetszőszű [*Pityogenes chalcographus* (L., 1761)] petefészkének szöveteiből, sőt egyes fajok (*Dendroctonus* spp.) micetangiumából is sikerült kimutatni őket. Jellemző baktérium nemzetségek a *Rahnella*, *Bacillus*, *Chryseobacterium*, *Acinetobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Pantoea*, *Pseudomonas*, *Serratia*, *Streptomyces*, *Erwinia*, *Aerogenes*. Több szűfajból [*Ips typographus*, *Xylosandrus germanus* (Hoffmann, 1941), *Pityogenes chalcographus*, *Coccotrypes dactyliperda* (Eichoff, 1878) és *Hypothenemus hampei* (Wood & Bright, 1992)] izoláltak *Wolbachia* fajokat is, amelyekről igazolták, hogy hatással vannak az említett szűfajok ivararányára és szaporodásbiológiára (Hofstetter et al 2015). Ez a felfedezés a szűbogarak elleni védekezés egy egészen új irányát nyitotta meg.

Adaptáció a szimbiózishoz

Zook (1998) szerint egy szimbiotikus kapcsolat új struktúrák kialakulását eredményezi. Szűbogarak esetén ez a micetangium. A fogalmat először Batra (1963) vezette be eredetileg mikangium néven, de a jelenlegi terminológia szerint a micetangium a helyes megnevezés (Vega & Biedermann 2020). Micetangiumnak tekinthető minden olyan képlet, amely biztosítja a társult gombapartner(ek) szállítását, védelmét és a szimbiotikus kapcsolat fenntartását. Ezek elsősorban a kültakaró módosulásai, bemélyedései, melyek igen gyakran mirigyekkel vannak összekötésben. A mirigyek szekrétaimai megvédik a spórákat a kiszáradástól, az UV sugárzástól és bizonyos esetekben táplálják is azokat. Sok faj esetében nincs, vagy nem igazolt a micetangium jelenléte. A micetangiumot több szempont szerint lehet csoportosítani. Ilyen szempontok például, hogy hol fordul elő a bogár testén, milyen a felépítése, van-e kapcsolata mirigyekkel, és ha igen, milyen szekrétaimot választ ki (Kirisits 2004). A micetangium típusa faji bélyeg, és változatossága miatt nehéz is kategorizálni. A tipizálást tovább nehezíti, hogy sokan csak azokat a típusokat tekintik valódi micetangiumnak, melyek egyértelműen mirigysejtekkel vannak összekötésben. Ugyanakkor vannak olyan esetek is, ahol nem igazolták, vagy nem is vizsgálták a feltételezett micetangium ultrastruktúráját és kapcsolatát mirigysejtekkel, azonban konzisztens módon nagy számban tartalmaz gombaspórákat. Ebből a megfontolásból most Six (2003) tipológiáját mutatjuk be, amely három fő típust különít el. A legfejlettebb típus a zsák vagy zseb típusú micetangium (sac mycetangium), elsősorban a fatestben fejlődő ambrózia bogarakra jellemző (pl.: *Xyleborini* nemzetség). A második típus a „setal brush mycetangium”, amely a bogár testének szőrrel sűrűn borított bemélyedő, vagy nem bemélyedő régiója, mint például a *Pytioborus* fajok nőstényeinek micetangiuma. A harmadik típus az üreg típusú micetangium (pit mycetangium). Ide tartozik minden olyan bemélyedés, amely spóra repositóriumként funkcionál. Ezek lehetnek a nyakpajzson és a szárnyfedőkön, mint például a hatfogú szűnál [*Ips sexdentatus* (Börner, 1776)], ahol a mirigysejtek jelenlétét is igazolták, illetve a kis

fenyőbéliszű [*Tomicus minor* (Hartig, 1834)] esetében a szárnyfedő varratának elülső szakasza is feltehetőleg micetangiumként funkcionál. Six (2002) ezeket a kategóriákat további alkategóriákra osztja aszerint, hogy a micetangium igazoltan mirigyes, vagy sem (glandular/nonglandular mycetangium) (Lévieux et al 1991, Six 2003, Harrington 2005).

A gombák (elsősorban az ophiostomatoid gombák) morfológiailag szintén alkalmazkodtak a szimbiózishoz. Ilyen morfológiai adaptáció a gomba hosszú nyakú ivaros termőteste (peritécium). A peritécium belsejében képződő aszkuszok fala hamar feloldódik és a nyálkás spóratömeg (cirrusz) a nyak nyílásán (oszciólum) keresztül csepp formájában jelenik meg. A peritécium nyaka a szű járat falából hosszan kinyúlik, így az ott áthaladó bogarat gyakorlatilag „beoltja” spórával. Egyes ophiostomatoid gombák aszkospóráit gyakran borítja nyálkás tok, amely a bogár testén való megtapadást segíti, továbbá önmagában is képes védelmet biztosítani a káros környezeti hatások ellen (UV sugárzás, kiszáradás), így nincs feltétlenül szüksége a bogár eredetű szekréturnra. Ennek a toknak köszönhetően a spórák a bogarak emésztőrendszerében is életképesek maradhatnak, így a tápcsatorna is fontos spóra rezervoár lehet (Kirisits 2004). Az ambrózia gombák és ambrózia bogarak esetén érdemes megemlíteni, hogy a nagyméretű, tápanyagban gazdag spóra szintén a szimbiózishoz való adaptációra utal (Harrington 2005).

A szimbióták táplálkozásbiológiai szerepe

A szűbogarak táplálkozásbiológiai szempontból meglehetősen változatos csoportot jelentenek. Tulajdonképpen minden növényi szövethez adaptálódtak szűfajok. Egyesek a hánccsal és kambiummal táplálkoznak, más fajok spermatófág (mag, illetve termés fogyasztó) táplálkozásúak, de vannak lágyszárú növények szöveteit és gombákat fogyasztó fajok is, valamint ezen kategóriák átmenetei (Kirkendall et al 2015). Ebben a fejezetben az erdészeti szempontból fontosabb floeofág, floemicetofág és xilomicetofág fajok mutatjuk be. A floeofág fajok a hánccsal és kambiummal táplálkoznak, míg a xilomicetofág fajok magukkal hurcolt gombapartnerekkel. A floemicetofág fajok átmenetet képeznek a xilomicetofág és a floeofág fajok között. Képesek tisztán a hánccsal táplálkozni, de kiegészítésként gombapartnerekkel is, ami a rendelkezésre álló tápanyagok hatékonyabb kihasználását eredményezi. Ilyen fajok Európában a *Tomicus minor* és az *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827) (Kirisits 2004, Kirkendall et al 2015).

A fás szövetek meglehetősen szegényes, nehezen hasznosítható táplálékforrásnak tekinthetők. A két legfontosabb biogén elem a nitrogén és a foszfor – melyek nélkülözhetetlenek a növekedéshez és a szaporodásához – csak limitált mennyiségben van jelen bennük. Bár a két elem koncentrációja rendkívül alacsony, azonban egy faegyed teljes biomasszája a bogarak számára elegendő mennyiségben tartalmazza ezeket (Six 2012). Ehhez a környezethez a floeofág szűk úgy alkalmazkodtak, hogy testtömegük többszörösének megfelelő mennyiségű hánccsal fogyasztanak el fejlődésük során, míg a floemicetofág, és xilomicetofág fajok esetén, a társult gombák biztosítják a szükséges mennyiségű nitrogént és foszfort. A gombák behálózják a hánccsal és a szíjács szöveteit, ahonnan az elemeket a szű közvetlen környezetébe szállítják és felhalmozzák, ezzel lokálisan jelentős mértékben megnövelik a nitrogén és foszfor koncentrációját (Harrington 2005, Six & Elser 2019). Egyes szűfajok nitrogén ellátásában a bakteriális szimbióták is fontos szerepet bírnak. A *Dendroctonus valens* (LeConte, 1859) tápcsatornájában élő *Raoultella terrigena* (Drancourt et al 2001) baktérium esetében sikeresen szekvenálták a nifH és nifD géneket, melyek a nitrogén-fixációhoz szükséges enzimeket kódolják. A bogár tápcsatornájában jelen lévő *Pseudomonas fluorescens* (Migula, 1895), *Serratia proteomaculans* (Grimont et al, 1978) és *Rahnella aquatilis* (Izard et al, 1981) baktériumok pedig képesek a húgysavat nitrogén- és szénforrásként hasznosítani, kvázi újrahasznosítják a bogár eredetű anyagcseréje végtermékeit (Morales-Jiménez et al 2013).

Az ophiostomatoid és az ambrózia gombák nem képesek a növényi sejtfal fő komponensei, a cellulóz és a lignin bontására, azonban a parenchima sejtekben található tartalék szénhidrátokhoz könnyedén hozzáférnek.

A szénhidrátokat a nitrogénhez és a foszforhoz hasonlóan szintén a szűk számára akumulálják, ami a xilomicetofág szűk számára létfontosságú. A hancs nagyobb mennyiségben tartalmaz egyszerű szénhidrátokat, amelyek a floeofág szűk szükségleteit kielégíti, a floeomicetofág fajok esetén pedig többlet szénhidrátot jelent (Kirisits 2004, Harrington 2005). Érdemes megemlíteni a *Dendroctonus brevicomis* (LeConte, 1876) micetangiális szimbiótájának egy *Entomocorticium* fajnak celluláz és lakkáz aktivitását. A gomba képes bizonyos mértékű cellulóz, és ligninbontásra, ennek köszönhetően a juvenilis bogarak a kéregben lévő szénhidrátokhoz is hozzáférnek (Six 2019). A *Dendroctonus* fajok tápcsatornájában élő *Streptomyces* fajok esetén szintén kimutattak cellulózbontást (Hulcr et al 2011). A szénhidrátok bontásával kapcsolatban nagyon izgalmas a kávészű (*Hypothenemus hampei*) esete. A kávébabban található galaktomannán bontásához szükséges enzim génjéről kimutatták, hogy horizontális géntranszfer útján egy szimbióta baktériumból épült be a szű genomjába (Acuna et al 2012). Ez az eset a holobiont elméletet erősíti.

A szűbogarok növekedéséhez, átalakulásához és szaporodásához szükséges hormonok szintetizálásához nagy mennyiségben igényelnek szterolokat, mint a hormon molekulák prekurzorait. A növényekben található fitoszterolok egyrészt nagyon alacsony koncentrációban vannak jelen, másrészt azokat a bogarak nem tudják hasznosítani. A szimbióta gombák viszont nagy mennyiségben tartalmaznak ergoszterolt. Az ergoszterol már hasznosítható szterolforrás a bogarak számára (Six 2012). Ennek segítségével elő tudják állítani a fajtársak csalogatásához szükséges feromonokat.

A tápnövény védelmének leküzdése: patogenitás és detoxifikáció

A tápnövény (jelen esetben fenyőfélék) a szűbogarok támadása ellen egy sor kémiai és mechanikai védelmi rendszerrel rendelkezik.

A szű befurakodására a növény nagy mennyiségű gyantatermeléssel reagál, melybe a bogár beleragadhat. A gyantában nagy mennyiségben találhatóak terpén és fenolvegyületek, melyek a bogarakra és egyes mikroorganizmusokra toxikusak (Krokene 2015). A szűk alapvetően háromféle stratégiát fejlesztettek ki ezekkel szemben. Az egyik a szoliter stratégiái. A *Dendroctonus micans* (Erichson, 1836) például magányosan támadja meg a fát, mondhatni a fa ingerküszöbe alatt ténykedik, így nem indukál nagy mennyiségű gyantatermelést. A másik ilyen stratégia a tömeges támadás, mely során a nagy mennyiségű bogár szimultán támadásának hatására a fa védelme gyakorlatilag kimerül. Ilyen faj például Európa legagresszívőbb szűfaja, a betűzészű (*Ips typographus*), valamint Észak-Amerikában a *Dendroctonus ponderosae* (Hopkins, 1902). A harmadik stratégia a szimbiótákkal való kooperáció, melynek során a bogarak magas virulenciájú növénypatogén gombákat hurcolnak magukkal.

A korábban már ismertetett ophiostomatoid gombák többsége alacsony virulenciájú, vagy avirulens, ezért csak nagy mennyiségű inokuláció hatására okoznak betegséget (pl.: tömeges támadáskor). Az avirulenciát, illetve hipovirulenciát feltehetőleg egy duplaszálú RNS mikovírus okozza, de ez a vírus nem minden populációban van jelen (Pl.: *Cryphonectria parasitica* és az ellene való védekezés szelídgesztenyén). A magas virulenciájú fajok közül a legismertebb, a szilek hervadásos pusztulását okozó *Ophiostoma ulmi* (Nannfeldt, 1934), illetve *Ophiostoma novo-ulmi* (Brasier, 1991). Mindkét faj a *Scolytus scolytus* (Fabricius, 1775) szűfajhoz társul (Kirisits 2004). Lucfenyőn virulens faj az *Ips typographus*-hoz kötődő *E. polonica*. *Pinus* fajokon a *Dendroctonus ponderosae* a *Grosmania clavigera* (Zipfel et al 2006) fajjal, míg a *Tomicus piniperda* (L., 1758) a gyökérbetegséget okozó *Leptographium wingfieldii* (Morelet, 1988) fajjal él szimbiózisban (Yamaoka 2017). Nagyon sokáig úgy vélték, hogy a hancsban fejlődő szűfajokkal társult patogén gombák nélkülözhetetlenek a fa sikeres kolonizációjához és elpusztításához. Ezt az elgondolást sokan cáfolják. Számos kutatási eredmény alapján elmondható, hogy az olyan agresszív fajok, mint az *I. typographus* és a *D. ponderosae* patogén gombák nélkül is sikeresen legyőzik a fa ellenálló képességét (Six & Wingfield 2011). Ugyanakkor az agresszív szű és a vele társult patogén gomba egymás hatását additív vagy szinergikus módon erősítheti (Krokene 2015).

A terpenoidok és fenolos vegyületek lebontását a *G. clavigera* és az *E. polonica* esetében igazolták, sőt az is kiderült, hogy a két gomba ezeket a vegyületeket szén és energiaforrásként is képes hasznosítani. Ezeket a mechanizmusokat még nem ismerjük teljesen, a komplett reakcióutakat még csak részben írták le (Lah et al 2013, Wadke et al 2016).

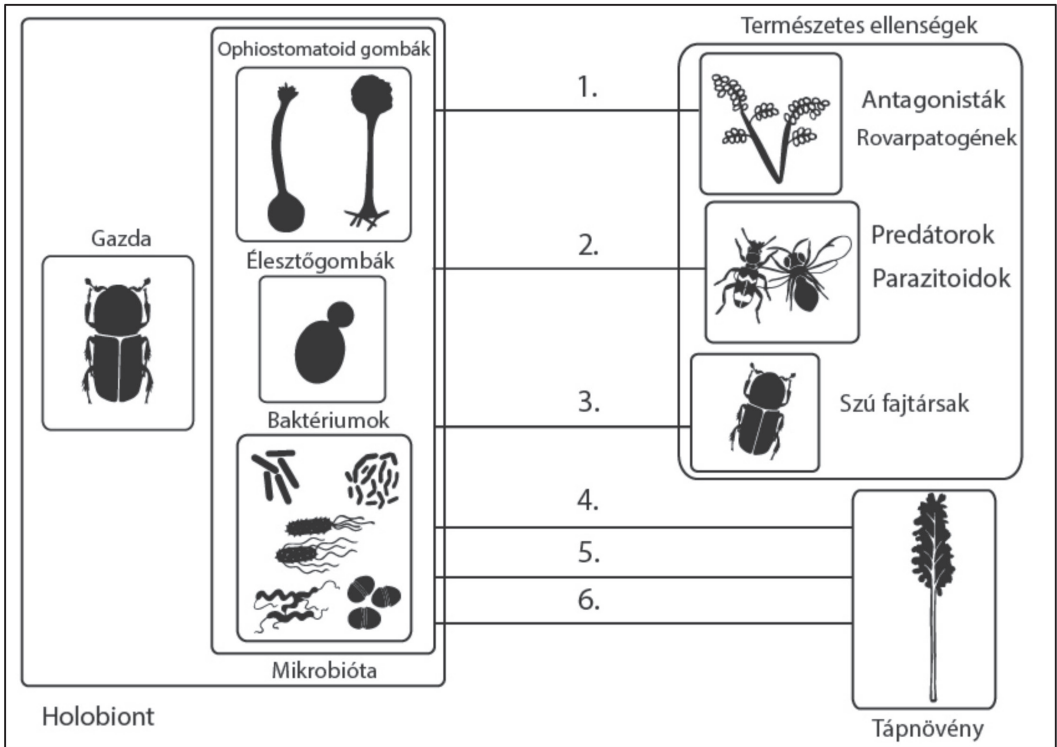
Hasonló detoxifikációs funkciókat írtak le baktériumok és élesztőgombák esetén is. Ilyen baktériumok a *D. ponderosae*-val szimbiózisban élő *Serratia*, *Rahnella* és *Brevundimonas* fajok (Boon et al 2013). Továbbá a *Dendroctonus brevicomis*-szal társult *Ogataea pini* (Yamada et al, 1995) élesztőgomba detoxifikációs aktivitását is igazolták (Davis & Hofstetter 2011). Az egyes gombák és baktériumok csak néhány vegyületet képesek semlegesíteni. A holobiontokat vizsgálva kiderült, hogy a különböző mikroorganizmusok más-más vegyületet, vegyületcsoportot képesek semlegesíteni, vagyis ezek a mikrobák egymás hatását kiegészítve, egy szélesebb hatásspektrumú detoxifikációt biztosítanak a gazdának (Six 2013).

Védelmi funkciók

A szúkkal társult mikrobák nem csupán a toxikus vegyületekkel szemben nyújtanak védelmet, hanem antagonista, illetve patogén gombákkal és baktériumokkal szemben is. Ennek egyik lehetséges módja, hogy a szimbióta partner a szúra káros szervezetekkel szemben antimikrobiális vegyületeket termel. A másik eset, mikor a szimbióták képesek kiszorítani a gazda természetes ellenségét az adott élettérből. A *Dendroctonus frontalis* (Zimmermann, 1868) micetangiális szimbiótái az *Entomocorticium* sp. és *Ceratocystiopsis ranaculosus* (Bridges & Perry, 1987) némi védelmet nyújt a fejlődő lárváknak az antagonista *Ophiostoma minus* (Hans & Paul Sydow, 1919) ellen. Az *O. minus* képes elvonni a tápanyagokat a lárvák környezetéből, azonban a két mutualista gomba erős kompetitor, így elvonja az erőforrásokat az antagonista gombától, a lárvákat viszont táplálja (Kirisits 2004). Ennek a szúfajnak a micetangiumából izolált *Streptomyces* baktériumok termelte vegyületek szintén gátolják az *O. minus* növekedését (Scott et al 2008, Hulcr et al 2011). A *D. brevicomis*-szal társult *O. pini* élesztőgomba esetében kimutatták, hogy az általa termelt illékony vegyületek gátolják az rovarpatogén *Beauveria bassiana* (Vuillemin, 1912) növekedését, ugyanakkor az *O. pini* olyan vegyületeket is termel, amik fokozzák a mutualista *Entomocorticium* sp. növekedését (Davis & Hofstetter 2011).

Feromon termelés

A szűbogarok tömegtámadásának koordinálásában, valamint szaporodásában nagy jelentőséggel bírnak a feromonok. Egyes feromonokat nem csupán a bogarak, hanem a szimbióta mikroorganizmusok is termelhetik. Az *Ips paraconfusus* (Lanier, 1970) tápcsatornájában élő *Bacillus cereus* (Frankland & Frankland, 1887) in vitro körülmények között a *Pinus* fajok által termelt α -pinént cisz- és transz-verbenollá alakítja át, melyek a fajra jellemző aggregációs feromonok. A *D. ponderosae* esetében két élesztőgomba az *O. pini* és a *Kuraishia capsulata* (Yamada et al, 1994) a cisz- és transz-verbenolt, valamint az *Ips typographus*-szal társult *Kuraishia molischiana* (Dlauchy et al, 2005), *K. capsulata* és *Candida nitratophila* (Meyer & Yarrow, 1978) élesztőgombák a cisz-verbenolt egy antiaggregációs feromonná, verbenonná alakítják (Leufven et al 1984, Hunt & Borden 1990). Ez a jelenség, azonban nem minden esetben előnyös, hiszen a szúkra veszélyes paraziták, parazitoidok és predátorok is ezeket az infokemikáliákat használják a bogarak lokalizálásához (Hofstetter et al 2015). Ezekből a példákbl is látszik, hogy a gazdanövény-szűbogár-gomba-baktérium-illatanyagok-természetes ellenségek kapcsolat sokkal bonyolultabb annál, hogy mindezt valamennyi szúfajra általánosítva értelmezni lehessen (1. ábra).



1. ábra: Szűbogarak és a társult mikrobióta interakciói. 1.: Védelem biztosítása antagonistákkal és rovarpatogénekkal szemben. 2.: Feromonok csalogató hatása predátorokra és parazitoidokra. 3.: Feromonos kommunikáció a fajtársakkal. 4.: Tápnövénnyel szembeni patogenitás. 5.: Tápnövény által termelt toxikus vegyületek lebontása. 6.: Tápanyagok felvétele a tápnövényből. (Készítette: Zsidy Emese)

Figure 1: Interactions of microbiota associated with bark beetles 1.: Protection against antagonists and entomopathogens. 2.: Pheromones attracting predators and parasitoids. 3.: Intraspecific pheromone communication. 4.: Pathogenicity on host plant. 5.: Breakdown of toxic compounds produced by the host. 6.: Nutrition uptake from hosts. (Illustrated by Emese Zsidy)

ÖSSZEFOGLALÁS

Ebben az áttekintésben igyekeztünk a szűk és mikroorganizmusok közötti szimbiózisokat és azok ökológiai szerepét a lehető legrészletesebben bemutatni. Mindezt abból a megfontolásból, hogy szemléltessük ezen interakciók sokféleségét és jelentőségét. A szűbogarak holobiontjának behatóbb tanulmányozásával és megismerésével mélyebb ismereteket szerezhethetünk a szűk biológiájáról, mely tudás új távlatokat nyithat az ellenük való hatékonyabb és természetközeli védekezési stratégiák kidolgozásában. Bár a témában számos publikáció látott napvilágot, mégis meglehetősen keveset tudunk ezekről a szimbiózisokról. A legtöbb szűfaj esetében nem, vagy csak minimális információ áll rendelkezésünkre. A kutatások döntő többsége az agresszív, elsődleges jelleggel károsító szűfajok holobiontját vizsgálja, melyek teljes fajösszetételét, továbbá egyes ismert szimbióta mikroorganizmusok szerepét sem tisztázták még. A legnagyobb nehézsége az ilyen vizsgálatoknak a tenyésztésbe nem vonható mikrobák kimutatása és vizsgálata. A bioinformatika és az új generációs szekvenálási eljárások dinamikus fejlődése jó eséllyel áthidalhatja ezeket a problémákat a jövőbeni kutatások során.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen publikáció az „EFOP-3.4.3-16-2016-00022 „QUALITAS” Minőségi felsőoktatás fejlesztés Sopronban, Szombathelyen és Tatán” című projekt támogatásával valósult meg. Külön köszönet illeti Zsidy Emesét a kiváló illusztrátori munkájáért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Acuna R., Padilla B. E., Florez-Ramos C. P., Rubio J. D., Herrera J. C., Benavides P. et al. 2012: Adaptive horizontal transfer of a bacterial gene to an invasive insect pest of coffee. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 4197–4202. <https://doi.org/10.1073/pnas.1121190109>
- Batra L. R. 1963: Ecology of ambrosia fungi and their dissemination by beetles. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 66: 213–236. <https://doi.org/10.2307/3626562>
- Boone C., Keefover-Ring K., Mapes A. C., Adams A. S., Bohlmann J. & Raffa K. F. 2013: Bacteria associated with a tree-killing insect reduce concentrations of plant defense compounds. *Journal of Chemical Ecology* 39: 1003–1006. <https://doi.org/10.1007/s10886-013-0313-0>
- Davis T. S. & Hofstetter R. W. 2011: Reciprocal interactions between the bark beetle-associated yeast *Ogataea pini* and host plant chemistry. *Mycologia* 103: 1201–1207. <https://doi.org/10.3852/11-083>
- de Bary A. 1879: Die Erscheinung der Symbiose. Karl J. Trübner, Strassburg.
- de Beer Z. W., Duong T., Barnes I., Wingfield B. D. & Wingfield M. J. 2014: Redefining *Ceratocystis* and allied genera. *Studies in Mycology* 79: 187–219. <https://doi.org/10.1016/j.simyco.2014.10.001>
- DiGuistini S., Wang Y., Liao N. Y., Taylor G., Tanguay P., Feau N. et al. 2011: Genome and transcriptome analyses of the mountain pine beetle-fungal symbiont *Grosmannia clavigera*, a lodgepole pine pathogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 2504–2509. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011289108>
- Douglas A. & Werren J. 2016: Holes in the Hologenome: Why host-microbe symbioses are not holobionts. *mBio* 7: e02099-15. <https://doi.org/10.1128/mBio.02099-15>
- Feijen F. A. A., Vos R. A., Nuytinck J. & Merckx V. S. F. T. 2018: Evolutionary dynamics of mycorrhizal symbiosis in land plant diversification. *Scientific Reports* 8: 10698. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28920-x>
- Frank A. B. 1877: Über die biologischen Verhältnisse des Thallus einiger Krustenflechten. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* 2: 123–200.
- García-Fraile P. 2018: Roles of bacteria in the bark beetle holobiont – how do they shape this forest pest? *Annals of Applied Biology* 172: 111–125. <https://doi.org/10.1111/aab.12406>
- Gilbert S. F., Sapp J. & Tauber A. I. 2012: A symbiotic view of life: We have never been individuals. *The Quarterly Review of Biology* 87: 325–341. <https://doi.org/10.1086/668166>
- Guerrero R., Margulis L. & Berlianga M. 2013: Symbiogenesis: the holobiont as a unit of evolution. *International Microbiology* 16: 133–143. <https://doi.org/10.2436/20.1501.01.188>
- Harrington T. C. 2005: Ecology and evolution of mycophagous bark beetles and their fungal partners. In: Vega F. E. & Blackwell M. (eds.): *Ecological and evolutionary advances in insect-fungal associations*. Oxford University Press, Oxford, 257–291.
- Hofstetter R. W., Dinkins-Bookwalter J., Davis T. S. & Klepzig K. D. 2015: Symbiotic associations of bark beetles. In: Vega F. E. & Hofstetter R. W. (eds.): *Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species*. Academic Press, London, 209–245.
- Hulcr J., Adams A. S., Raffa K. F., Hofstetter R. W., Klepzig K. D. & Currie C. R. 2011: Presence and diversity of *Streptomyces* in *Dendroctonus* and sympatric beetle galleries across North America. *Molecular Ecology* 61: 759–768. <https://doi.org/10.1007/s00248-010-9797-0>

- Hunt D. W. A. & Borden J. H. 1990: Conversion of verbenols to verbenone by yeasts isolated from *Dendroctonus ponderosae* (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Chemical Ecology* 16: 1385–1397. DOI: 10.1007/BF01021034
- Janson, E. M., Stireman J. O., Singer M. S. & Abbot P. 2008: Phytophagous insect-microbe mutualisms and adaptive evolutionary diversification. *Evolution* 62: 997–1012. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00348.x>
- Joy J. B. 2012: Symbiosis catalyses niche expansion and diversification. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280: 2820. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2820>
- Kirisits T. 2004: Fungal associates of European bark beetles with special emphasis on the ophiostomatoid fungi. In: Lieutier, F., Day K. R., Battisti A., Grégoire J. C. & Evans H. F. (eds.): *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Springer, Dordrecht, 185–223.
- Kirisits T. 2010: Fungi isolated from *Picea abies* infested by the bark beetle *Ips typographus* in the Białowieża forest in north-eastern Poland. *Forest Pathology* 40: 100–110. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2009.00613.x>
- Kirkendall L. R., Biedermann P. H. W. & Jordal B. H. 2015: Evolution and diversity of bark and ambrosia beetles. In: Vega F. E. & Hofstetter R. W. (eds.): *Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species*. Academic Press, London, 85–156.
- Krokene P. 2015: Conifer defense and resistance to bark beetles. In: Vega F. E. & Hofstetter R. W. (eds.): *Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species*. Academic Press, London, 177–207.
- Lah L., Haridas S., Bohlmann J. & Breuil C. 2013: The cytochromes P450 of *Grosmannia clavigera*: Genome organization, phylogeny, and expression in response to pine host chemicals. *Fungal Genetics and Biology* 50: 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.fgb.2012.10.002>
- Leufven A., Bergstrom G. & Falsen E. 1984: Interconversion of verbenols and verbenone by identified yeasts associated from the spruce bark beetle *Ips typographus*. *Journal of Chemical Ecology* 10: 1349–1361. <https://doi.org/10.1007/BF00988116>
- Lévieux J., Cassier P., Guillaumin D. & Roques A. 1991: Structures implicated in the transportation of pathogenic fungi by the European bark beetle, *Ips sexdentatus* Boerner: ultrastructure of a mycangium. *The Canadian Entomologist* 123: 245–254. <https://doi.org/10.4039/Ent123245-2>
- Margulis L. 1970: *Origin of eukaryotic cells: Evidence and research implications for a theory of the origin and evolution of microbial, plant and animal cells on the precambrian Earth*. Yale University Press, New Heaven.
- Margulis L. & Fester R 1991: *Symbiosis as a source of evolutionary innovation: speciation and morphogenesis*. MIT Press, Boston.
- Morales-Jimenez J., de Leon A.V.P., García-Domínguez A., Martínez-Romero E., Zuniga G. & Hernandez-Rodríguez C. 2013: Nitrogenfixing and uricolytic bacteria associated with the gut of *Dendroctonus rhizophagus* and *Dendroctonus valens* (Curculionidae: Scolytinae). *Microbial Ecology* 66: 200–210. <https://doi.org/10.1007/s00248-013-0206-3>
- Mushegian A. A.; Ebert D. 2016: Rethinking „mutualism” in diverse host-symbiont communities. *BioEssays* 38: 100–108. <https://doi.org/10.1002/bies.201500074>
- Raffa K. F., Grégoire J. C. & Lindgren B. S. 2015: Natural history and ecology of bark beetles. In: Vega F. E. & Hofstetter R. W. (eds.): *Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species*. Academic Press, London, 1–40.
- Scott J. J., Dong-Chan O., Yuceer M. C., Klepzig K. D., Clardy J. & Currie C. R. 2008: Bacterial protection of beetle-fungus mutualism. *Science* 322: 63. <https://doi.org/10.1126/science.1160423>
- Six D. L. 2003: Bark beetle-fungus symbioses. In: Bourtzis K. & Miller T. A. (eds.): *Insect symbiosis. contemporary topics in entomology series*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C., 97–114.
- Six D. L. 2012: Ecological and evolutionary determinants of bark beetle-fungus symbioses. *Insects* 3: 339–366. <https://doi.org/10.3390/insects3010339>
- Six D. L. 2013: The bark beetle holobiont: why microbes matter. *Journal of Chemical Ecology* 39: 989–1002. <https://doi.org/10.1007/s10886-013-0318-8>
- Six D. L. 2019: A major symbiont shift supports a major niche shift in a clade of tree-killing bark beetles. *Ecological Entomology* 45: 190–201. <https://doi.org/10.1111/een.12786>

- Six D. L., James J. & Elser J. J. 2020: Mutualism is not restricted to tree-killing bark beetles and fungi: the ecological stoichiometry of secondary bark beetles, fungi, and a scavenger. *Ecological Entomology* 45: 1134–1145. <https://doi.org/10.1111/een.12897>
- Six D. L. & Wingfield M. J. 2011: The role of phytopathogenicity in bark beetle-fungus symbioses: a challenge to the classic paradigm. *Annual Review of Entomology* 56: 255–272. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144839>
- Sprent J. I. 2005: Nitrogen in soils symbiotic fixation. In: Hillel D. (ed.): *Encyclopedia of soils in the environment*. Elsevier, Amsterdam, 46–56. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00457-4>
- Strullu-Derrein C., Selosse M. A., Kenrick P. & Martin F. M. 2018: The origin and evolution of mycorrhizal symbioses: from paleomycology to phylogenomics. *New Phytologist* 220: 1012–1030. <https://doi.org/10.1111/nph.15076>
- Vega F. E. & Biedermann P. H. W. 2020: On interactions, associations, mycetangia, mutualists and symbiotes in insect-fungus symbioses. *Fungal Ecology* 44: 100909. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2019.100909>
- Wadke N., Kandasamy D., Vogel H., Lah L., Wingfield B. D., Paetz C. et al. 2016: The bark-beetle-associated fungus, *Endoconidiophora polonica*, utilizes the phenolic defense compounds of its host as a carbon source. *Plant Physiology* 171: 914–931. <https://doi.org/10.1104/pp.15.01916>
- Yamaoka Y. 2017: Taxonomy and pathogenicity of ophiostomatoid fungi associated with bark beetle infesting conifers in Japan, with special reference to those related to subalpine conifers. *Myoscience* 58: 221–235. <https://doi.org/10.1016/j.myc.2017.03.001>
- Zilber-Rosenberg I. & Rosenberg E. 2008: Role of microorganisms in the evolution of animals and plants. *FEMS Microbiology Reviews* 32: 723–735. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2008.00123.x>
- Zipfel R. D., de Beer Z. W., Jacobs K., Wingfield B. D., Wingfield M. J. 2006: Multigene phylogenies define *Ceratocystiopsis* and *Grosmannia* distinct from *Ophiostoma*. *Studies in Mycology* 55: 75–97. <https://doi.org/10.3114/sim.55.1.75>
- Zook D. 1998: A new symbiosis language. *Symbiosis News* 1: 1–3.
- Zook D. 2015: Symbiosis-Evolution's co-author. In: Gontier N. (ed.): *Reticulate Evolution*. Cham, Switzerland. Springer, 41–80.

Érkezett: 2021. július 14..

Közlésre elfogadva: 2021. szeptember 13.

AZ ACTA SILVATICA & LIGNARIA HUNGARICA 17. KÖTETÉBEN (1–2. SZÁM) MEGJELENT TANULMÁNYOK CÍMEI ÉS KIVONATAI

Az Erdészettudományi Közlemények és az Acta Silvatica & Lignaria Hungaria (ASLH) kölcsönösen közlik a másik folyóirat legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címeit és kivonatait. Ehelyütt az ASLH 17. kötetének (1–2. szám) (2021) tartalmát mutatjuk be a megjelent írások címével és absztraktjával. A közlemények teljes terjedelmükben elérhetők és letölthetők a <http://aslh.nyme.hu> honlapról.

17. KÖTET 1. SZÁM

9–20. oldal: **A lucfenyő faanyag korai és késői pászttájának fotodegradációs tulajdonságai** – *Preklet Edina, Tolvaj László, Tsuchikawa Satoru és Varga Dénes*

Luc (*Picea abies* Karst.) famintákat világítottunk meg higanygőz lámpa által kibocsátott ultraibolya fénnel. A vizsgált minták felszíne korai- vagy késői pászttát tartalmazott, hogy meghatározhassuk a kétféle pászta fotodegradációs tulajdonságait. A diffúz visszaverődésen alapuló Fourier transzformációs infravörös spektroszkópia segítségével követtük nyomon a kémiai változásokat. Az abszorpcióban bekövetkező módosulásokat a kalkulált különbségi színeképek tükrözik. A korai pászta számottevően nagyobb degradációt szenvedett az UV besugárzás hatására, mint a késői pászta. A vizsgált felületi rétegben lévő lignin molekulák többsége degradálódott az UV besugárzás első 11 napja során. Az eredmények azt mutatják, hogy kétfajta nemkonjugált karbonil csoport keletkezett a fotodegradáció során, melyek abszorpciója az 1705 és az 1764 cm^{-1} hullámszámnál jelentkezett. A kezelési idő függvényében vizsgált gvajacil lignin degradációja és az 1764 cm^{-1} hullámszámnál abszorbeáló nemkonjugált karbonil csoportok keletkezése között ok-okozati összefüggést találtunk. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0001>

21–35. oldal: **Hagyományos és fugamentes élzárás összehasonlító vizsgálata** – *Antal Mária Réka, Dénes Levente, Vas Zsigmond András és Polgár András*

A faalapú lemezek élzárása nemcsak esztétikailag, hanem az élek védelme szempontjából is fontos. Ahhoz, hogy az élzárás a kívánt védelmet nyújtsa erősen kell tapadnia a lemezek élleinek teljes felületéhez, és ezt a tapadást meg kell őriznie a termék teljes életciklusa alatt. Jelen kutatás a hagyományos és az ún. nullfugás élzárásokat hasonlítja össze a vízzel és gőzzel szembeni ellenállás szempontjából, valamint az élzárási technológiák környezeti hatásait vizsgálja. A vizsgálati eredmények azt mutatják, hogy a hipotézisünknek megfelelően a sarkok a kritikus pontok, a víz és gőz behatolása itt a leggyorsabb. A mérési ada-

tok nagy szórása miatt a vízzel szembeni ellenállás esetén a két élzárasi technológia között nincs szignifikáns különbség, azonban a 6 órás kitettség után két, a 12 és 24 órás kitettség után pedig három minőségi osztálykülönbség tapasztalható. Ha a víz csak maximum 30 percig érintkezik az éllel, nem tapasztalhatók elváltozások egyik élzárasi módszernél sem. A gőzzel szembeni ellenállás esetén a nullfugás élzárás jobb védelmet nyújt különösen a második és harmadik gőzölési ciklus után. A kutatás során elvégeztük az életciklus költség számítást is: a nullfugás technológia 1,45-szörös költség többletet mutatott a hagyományoshoz képest. Nagyságrendileg mindkét esetben az élzáró anyag, a forgácslap és az elektromos energia költségei voltak jelentősek. A környezeti életciklus elemzés (LCA) során az ISO 14040-44:2006 szabványok alapján kizárólag az élzárasi alternatívák műveleteit vizsgáltuk. Szoftveres támogatással felépítettük a gyártástechnológiák környezeti leltáradatbázisát és LCA modelljét. A hatásértékelés során technológiánként elemeztük a gyártási folyamatok jellemző környezeti hatáskategóriáit. A hagyományos és nullfugás élzárasi technológiát illetően hatásértékelési módszerként egységesen 47% hagyományos – 53% nullfugás arány volt tapasztalható az életciklus hozzájárulásban hatáskategóriánként. A nullfugás eljárás magasabb értékei a nagyobb mennyiségű felhasznált élanagnak és a nagyobb energiaigénynek tudhatók be. A nullfugás technológia a hagyományos ragasztóanyag alkalmazását mellőzi, ám ennek kiváltása nem eredményezett kedvezőbb környezeti mutatókat. Az élzárások esetén életciklus elemzéssel vizsgált környezeti hatásokat nemcsak az alkalmazott gyártástechnológiák jellemzői befolyásolják, hanem emellett meghatározó szerepe van az élzárt termék igénybevételekkel szembeni tartósságának is, amely az élzárasi alternatíva sajátossága. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0002>

37–50. oldal: **A talaj víztartó-képességének értékelése szemcseanalízissel Keszthelyi-hegységi talajokon** – Szecsődi Orsolya, Makó András, Labancz Viktória, Barna Gyöngyi, Gálos Borbála, Bidló András és Horváth Adrienn

A Soproni Egyetem Környezet- és Földtudományi Intézetében végzett jelen kutatás fő témája a talajok szemcseméret eloszlásának a vizsgálata, melynek több célja is van. Egyik kitűzött cél a laboratóriumban jelenleg használt hagyományos és időigényes „pipettás módszer” lecserélése a gyorsabb és modernebb lézerdiffrakciós mérési módszerre. A másik cél annak vizsgálata, hogy a talajokat miként befolyásolják a klímaváltozás hatására végbemenő változások, illetve a talajok vízfeltevő- és megtartó képessége hogyan hat az erdőállományok vitalitására. A jelen cikk a kezdeti lépéseket hivatott részletesebben bemutatni három különböző talajtípuson. Egyrészt összehasonlítjuk a pipettás módszer és három különböző módon előkezelte minta lézerdiffrakciós módszerrel mért mechanikai összetétel eredményeit, másrészt bemutatjuk a mérési eredményeken alapuló vízmérleg modell pontosítását, mely az analitikai módszerek gyakorlati alkalmazását és erdészeti jelentőségét is szemléleti. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0003>

51–61 oldal: **Akácfaajtajelőtek termesztése szárazodó homoki termőhelyen** – Keserű Zsolt, Borovics Attila, Ábri Tamás, Rédei Károly, Lee Il Hwan és Li Hyemin

Az 1990-es évek végén az Erdészeti Tudományos Intézet kutatói a szárazodó termőhelyeken is eredményesen termesztethető akácklónok szelektálását célul kitűző program keretében 15 klónt állítottak elő, amelyből öt (R.p.'Vacsí', R.p.'Szálás', R.p.'Oszlopos', R.p.'Homoki' és R.p.'Bácska') fajtajelőlti minősítést kapott. Jelen

tanulmányban, a fentebb említett fajtajelöltek közül, a 'Bácska', a 'Vacsi' és a 'Homoki' kerülnek bemutatásra. Az eddigi vizsgálati eredmények alapján ez a három fajtajelölt tűnik a legigéretesebbnek. A fajtajelölteket a Duna–Tisza közti homokhátságon (Helvécia település közelében), szárazodó, gyenge homoki termőhelyen létesült fajta összehasonlító kísérletben vizsgáltuk 6-15 éves korban. Az állomány-felvételek eredményeinek kiértékelése, a fajtajelölteknek részben a közönséges akáccal, részben a 'Jászkiséri' akáccal történő összehasonlítása során szignifikáns különbségeket tapasztaltunk. A 15 éves 'Homoki' átmérő, és átlagfa-térfogat, a 'Vacsi' törzsmínőség tekintetében múlta felül a közönséges akácot. A 'Bácska' fajtajelöltet a 'Jászkiséri' fajtával, valamint az 'Oszlopos' fajtajelölttel hasonlítottuk össze, ahol a 14 éves 'Bácska' átmérőben és átlagfa-térfogatban szignifikánsan jobbnak, törzsmínőségben viszont gyengébbnek bizonyult a 'Jászkisérinél'. Ezt a kutatómunkát több éve támogatja a Dél-Koreai Erdészettudományi Intézet, ahol az említett fajtajelöltek termesztési technológiai tulajdonságait szintén vizsgálják az ottani ökológiai feltételek figyelembevételével. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0004>

17. KÖTET 2. SZÁM

65–82 oldal: **A gyepes élőhelyek szerepe az agrár-erdészetben** – *Szigeti Nóra, Berki Imre, Vityi Andrea és Winkler Dániel*

Magyarországon nagy hagyományokkal rendelkezik a mezőgazdasági területek védelme erdősávokkal. Az agrár-erdészet e típusának a biodiverzitást fokozó hatása intenzíven kutatott terület, de az eredmények többsége a fafajok sokféleségére és az állatközösségek szűkebb körére, például rovarokra és madarakra koncentrál. Az erdősávok lágyszárú növényzete és a talajlakó mezofauna jellemzői még kevésbé vizsgált, holott mindkét közösség kulcsszerepet játszik a mezőgazdaság termelés eredményességében. A tanulmány célja ezen csoportok diverzitásának és fajösszetételének feltárása az erdősávokban és a csatlakozó gyepes és kultivált területeken. A mintavételezés mezőgazdasági területre ültetett őshonos és nem honos erdősávokban és környezetükben történt. Az eredmények azt tükrözik, hogy az erdősávok gyepes szegélyei legalább olyan fontosak a talajhoz kötődő diverzitás megőrzésében, mint maga a faállomány. Az őshonos fafajösszetételű erdősáv kissé kedvezőbb képet mutat a vizsgált közösségek szempontjából. Míg az erdősávok pozitív hatása a szántóföldi termesztésre és számos állatközösség diverzitására bizonyított, az erdőhöz kötődő lágyszárú fajok megjelenése még évtizedek után sem várható a mezőgazdasági területekre ültetett faállományokban. A kutatást a Kék Bolygó Klímavédelmi Alapítvány támogatta. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0005>

83–103 oldal: **Összefüggés a vegetációmintázat és talajok között nedves és üde-nedves gyeptársulásokon a Hanság és Tóköz területén (Magyarország)** – *Haszonits Győző és Heilig Dávid*

Kutatásunk a nedves rétek fitocönózisanak, finommozaikos mintázatáért felelős okok felderítésére irányult. A vizsgálatok a Kisalföld nagytáján, ezen belül a Tóközben és a Hanság egykori lúpmedencéiben történtek, Magyarországon. A választott mintaterületeken cönológiai felméréseket végeztünk, melyek felvételi adatait statisztikai módszerekkel (TWINSPAN analízis) kiértékeljük. Elkészítettük a területek

vegetációtérképeit. A kvadrátok közelében feltalajmintákat vettünk, melyeket laborvizsgálatoknak vetettünk alá, valamint Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevő segítségével 1 méteres talajszelvényeket vettünk a talajtípusok helyszíni leírásához. Beszereztük a vizsgálati területek felületmodelljeit, melyekből szintvonalas térképeket generáltunk így a domborzati eltéréseket össze tudtuk vetni a növényzet mintázatával. Megállapítottuk, hogy a két meghatározó növényzettípus közül a mocsárrétek a típusos réti talajokhoz, míg a magassárrétek a lápos réti talajokhoz kötődnek. A két talajtípus átmenetein a magassárrétek alcsoportja a meghatározó típus. Kimutattuk, hogy a talajtípus csak élőhely szinten (láp-, magassás, mocsárrét) határozza meg a növényzetet, az asszociációk egymással kialakított finom mintázatáért nem felelős. Az azonos talajtípusokon kifejlődött eltérő növénytársulások hasonló képet mutattak, így a finom mintázat kialakulását nem magyarázzák. Kanonikus korrespondencia analízissel (CCA) kerestük a domináns fajok elterjedésének és a talajtani adottságoknak a kapcsolatát. Megállapítottuk, hogy a több tényező együttesen alakítja a fajok elterjedését. Összegezve, a társulástípusok kialakulása erősen függ a terület talajtani viszonyaitól, azzal szoros kapcsolatban áll. Azonban a finommozaikos mintázat kialakulásában a mikrodomborzat változatossága és az ezzel együtt járó vízborítottság különbség mértéke lehet a meghatározó ökológiai faktor. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0006>

105-119 oldal: **Az erdőterület-változása Sentinel-2A űrfelvételek alapján Zubin Potok község határában, Koszovóban – Krasniqi Ferat és Király Géza**

A tanulmány Sentinel-2A műholdfelvételek alapján egy erdősült terület változását vizsgálja. Az erdőterület éves változását 2016 és 2017 között Zubin Potok (Koszovó) községhatárában mutatja be és elemzi a felvételek vegetációs index (NDVI) alapú változása alapján. A tanulmány megállapítja az emberi tevékenység (fakivágás) és az erdőtűz okozta területváltozásokat a községhatárban. A változásokat a Sentinel-2A űrfelvétel és a Google Earth (GE) felvételek egyértelművé teszik. A teljes 24 873,61 hektáros erdőterületből az éves időszakban észlelt változások a következők: 24 423,57 ha vagy 98,19% erdőként, 113,75 hektár vagy 0,46% nem erdőként és 336,77 vagy 1,35% -a az erdőt erdőirtásként ábrázolják. Ezek az eredmények felhasználhatók az ember által okozott erdőirtások azonosítására és a következő évekre vonatkozó erdőterv kidolgozására. <https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0007>

121-133 oldal: **Fahasznosítás céljából termesztett *Eucalyptus* hibrid fajok fiatal egyedeinek szöveti szerkezete, rost- és edényjellemzői – Govina James Kudjo, Ebanyenle Emmanuel, Appiah Kubi Emmanuel, Owusu Francis Wilson, Korang James, Seidu Haruna, Németh Róbert, Mensah Roland Walker és Amuzu Ruth**

Ez a cikk a Ghánában termesztett *Eucalyptus* hibrid fajok (*E. grandis* x *E. urophylla*) fiatal egyedeinek egyes anatómiai tulajdonságait írja le. A macerációval elkülönített farostok fotóit, ill. mikrotómmal készített anatómiai metszetek mikroszkopikus részleteit elemeztük egy összetett digitális mikroszkóppal, amely a számítógépre telepített Motic Image Plus Software (MIPS) 2.0 verziójához kapcsolódott. A képeket eredetileg ImageJ szoftverrel dolgoztuk fel. A nyert adatokat R statisztikai szoftvercsomag segítségével elemeztük. A rosthossz átlagértéke 907,67 μm , míg a kettős sejtfalfalvastagság 7,76 μm volt. Megállapítottuk, hogy a szíjács hosszabb farostokat tartalmaz, melyeknek kettős falvastagsága is nagyobb a gesztben mért értékekhez viszonyítva, ugyanakkor a különbségek statisztikailag nem szignifikánsak. Az említett értékek a tő felől a csúcs irányában csökkenő értékeket mutattak, de statisztikailag nem volt igazolható az eltérés. Statisztikailag tehát

az axiális és radiális helyzetek nem befolyásolták a farostok jellemzőit. 1 mm² keresztmetszetet vizsgálva a farostok aránya 38%, az edényeké 19%, az axiális parenchimáké 22%, míg a bélsugár parenchimáké 21%. A radiális és axiális helyzetnek nincs statisztikai hatása a fiatal eukaliptusz faegyedekben a vizsgált sejttípusok arányára. Az edényterület átlagos értéke 9462,04 μm² volt, míg az edények darabszáma 14 körüli érték volt 1 mm²-re vetítve. A szijácsban az edények területe a 9982,50 – 13544,41 μm² tartományban, mozgott, de darabszámuk kisebb volt a geszthez viszonyítva (6 – 17 db/mm²). A gesztben az edények területe kisebb értéket adott (6321,15 – 7816,69 μm²), míg darabszámuk nagyobb volt (15 – 18 db/mm²). Vizsgálatainkkal megállapítottuk, hogy a ghánai ültetvényen termesztett fiatal *Eucalyptus* egyedek esetén az axiális és a radiális helyzet statisztikailag befolyásolta az edények mennyiségét (számát) és méretét (területét).
<https://doi.org/10.37045/aslh-2021-0008>



Álgaszt magyar kőrisen

A kőrisszűzlással erősen sújtott Kastélyosdombó 4F erdőrészletben (Drávamenti-síkság erdészeti táj), 24148éves kőrises-kocsányos tölgyes állományban kivágott magyar kőris 5 cm-enkénti bütümentszetei. A bal alsó korongot a talaj felett 15 cm-es magasságból vettük. A valószínűleg gomba által okozott álgaszt 35 cm-nél (jobb felső korong) még egészen kis foltok formájában kivehető, de ennél magasabban már nem. Tőserülésre utaló jelet nem találtunk.

Fotó és szöveg: Selyem József (erdőmérnök)

TARTALOMJEGYZÉK

(folytatás a hátsó borítóról)

10. évfolyam 2. szám

- 83 *Molnár Tamás és Király Géza*
A Sárvári Farkas-erdő Sentinel-2 űrfelvétel alapú erdőmonitoring terve
- 95 *Kollár Tamás és Borovics Attila*
A magyarországi hosszú lejáratú erdészeti tartamkísérleti hálózat fenntartásának korszerű irányelvei, adatfeldolgozási módszerei és legfontosabb eredményei
- 115 *Bali László, Andrési Dániel, Tuba Katalin és Szinétár Csaba*
Betekintés a Kecskemét közeli Nyíri-erdő talajfelszín közeli pókfaunájába
- 131 *Balázs Balázs Gábor, Tuba Katalin és Lakatos Ferenc*
Mikroorganizmusok szerepe a szűbogarak (Curculionidae, Scolytinae) ökológiájában
- 143 **Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 17. évfolyamában (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai**

*A kéziratok formai követelményeire vonatkozó részletes útmutató
a www.ertudkoz.hu honlapról letölthető.*

*A kéziratokat kizárólag elektronikus formában
a szerkesztoseg@ertudkoz.hu e-mail címre kérjük.*

TARTALOMJEGYZÉK

11. évfolyam 1. szám

- 5 *Szomorad Ferenc, Kelemen Kristóf, Kenderes Kata és Standovár Tibor*
Északi-középhegységi erdők összetételének, szerkezetének és holtfa-viszonyainak összehasonlító elemzése
- 27 *Németh Tamás Márton, Szabó Orsolya és Móricz Norbert*
Fiatal somogyi kocsánytalan tölgyek és csertölgyek szárazságérzékenységének összehasonlító vizsgálata
- 41 *Erdélyi Arnold, Hartdégen Judit, Malatinszky Ákos, Lestyán Csaba János és Vadász Csaba*
Egyes erdőgazdálkodási tevékenységek hatása a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) terjedésére meszes homoki termőhelyeken
- 55 *Horváth Csenge Veronika, Tinya Flóra, Kovács Bence és Ódor Péter*
Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy pilisi gyertyános-tölgyes aljnövényzetére
- 69 *Rusvai Katalin és Czóbel Szilárd*
A vadászati célú etetőhelyek gyomfertőzöttsége a Mátrai Tájvédelmi Körzetben

A 2. szám tartalomjegyzéke a hátsó borító belső oldalán található.

English table of contents can be found on page 4.

www.erdtudkoz.hu

HU ISSN 2062-6711



9 772062 671009

11001