



Erdészettudományi Közlemények

9. kötet 1-2. füzet

2019

A NAIK Erdészeti Tudományos Intézet és a Soproni Egyetem Erdőmérnöki Karának
tudományos lapja



Európai Unió

SZÉCHENYI 2020



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Szociális
Alap



BEFEKTETÉS A JÖVŐBE

Erdészettudományi Közlemények

9. évfolyam 1-2. szám



2019

Főszerkesztő:

Csóka György (NAIK ERTI)

Helyettes főszerkesztő:

Lakatos Ferenc (SOE EMK)

Szerkesztők:

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

A szerkesztőbizottság társelnökei:

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

A szerkesztőbizottság tagjai:

Albert Levente (SOE EMK)

Duska József (MEGOSZ)

Führer Ernő (NAIK ERTI)

Göbölös Péter (Gyulaj Zrt.)

Gribovszki Zoltán (SOE EMK)

Jánoska Ferenc (SOE EMK)

Kolozs László (NÉBIH EI)

Kovács Gábor (SOE EMK)

Szabados Ildikó (FM)

Szepesi András (FM)

Felelős kiadó:

Borovics Attila

NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, 9600 Sárvár, Várkerület 30/A.

Címlapterv:

Griffes Grafika Stúdió

4027 Debrecen, Ibolya u. 8. III/10.

www.griffes.hu

Címlapkép:

Egyre ritkább látvány a behavazott mátrai bükkös (© Csóka György)

ISSN 2062-6711

Jelen kiadvány az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018 – A felsőoktatási rendszer K+F+I szerepvállalásának növelése intelligens szakosodás által Sopronban és Szombathelyen” című projekt részeként, a Széchenyi 2020 program keretében az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

TARTALOMJEGYZÉK

9. évfolyam, 1. szám

Kottek Péter és Király Éva:

**A klíma változása kimutatható az Országos Erdőállomány Adattár
klíma-kategóriáiban**

7-18

Rozovits Ferenc Péter, Magyar Zsolt, Kottek Péter és Bordács Sándor:

**Erdőterületek pollenkapacitásának modellezése faállománytípus és
pollennaptári adatok alapján**

19-33

Fürjes-Mikó Ágnes, Csősz Sándor és Csóka György:

**Az erdei vöröshangyák (*Formica rufa* csoport) erdővédelmi szerepe
Európában – szakirodalmi áttekintés**

35-50

*Szanyi Szabolcs, Molnár Attila, Kozák Lajos, Szalárdi Tímea, Varga Zoltán,
Tóth Miklós és Nagy Antal:*

**Nyírségi Macroheterocera együttesek vizsgálata illatanyag-csapdák
alkalmazásával**

51-68

9. évfolyam 2. szám

Baltazár Tivadar, Varga Ildikó és Pejchal Miloš:

A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) által fertőzött gazdafák dendrometriai tulajdonságai közötti kapcsolatok vizsgálata a fertőzés erősségének függvényében

69-85

Szabó András, Gribovszki Zoltán, Bolla Bence, Balog Kitti, Csáfordi Péter és Tóth Tibor:

Észak-alföldi akác, nemesnyár és kocsányos tölgy erdőállományok hatása a talajvízre és ionforgalomra

87-97

Bali László, Andrési Dániel, Ferka Róbert, Tuba Katalin és Szinetár Csaba:

Talajcsapdás arachnológiai vizsgálat a Szalafő erdőrezervátum területén

99-112

Börcsök Zoltán, Adamik Péter és Pásztory Zoltán:

Fakéreg hasznosítási lehetőségeinek áttekintése

113-138

Primusz Péter, Kalicz Péter, Kísfaludi Balázs és Péterfalvi József:

Mésszel kezelt talajok teherbírásának vizsgálata CBR-eljárással

139-157

Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 15. évfolyamában megjelent tanulmányok címei és kivonatai

159-162

CONTENTS

Vol. 9. Nr. 1.

- Péter Kottek and Éva Király:*
Climate change can be detected in the national forestry database 7-18
- Ferenc Péter Rozovits, Zsolt Magyar, Péter Kottek and Sándor Bordács:*
Modeling pollen capacity of forest areas based on tree species and pollen data 19-33
- Ágnes Fűrjes-Mikó, Sándor Csősz and György Csóka:*
Role of red wood ants (*Formica rufa* group) in forest protection in Europe – a literature review 35-50
- Szabolcs Szanyi, Attila Molnár, Lajos Kozák, Tímea Szalárdi, Zoltán Varga, Miklós Tóth and Antal Nagy:*
Study on the Macroheterocera assemblages of the Nyírség (Northeast Hungary) using volatile traps 51-68

Vol. 9. Nr. 2.

Tivadar Baltazár, Ildikó Varga and Miloš Pejchal:

Investigation of relationship between dendrometric variables of infected host trees by European mistletoe (*Viscum album* L.) with dependence of infection intensity

69-85

András Szabó, Zoltán Gribovszki, Bence Bolla, Kitti Balog, Péter Csáfordi and Tibor Tóth:

Effect of *Robinia pseudoacacia*, *Populus x. euramericana* and *Quercus robur* plantations on groundwater and iontransport at the northern Hungarian Plain

87-97

László Bali, Dániel Andrési, Róbert Ferka, Katalin Tuba and Csaba Szinetár:

Pitfall trapping arachnological survey in the Szalafő Forest Reserve

99-112

Zoltán Börcsök, Péter Adamik and Zoltán Pásztory:

Review of the possibilities of bark utilization

113-138

Péter Primusz, Péter Kalicz, Balázs Kisfaludi and József Péterfalvi:

Determining the bearing capacity of lime-treated soils by the CBR method

139-157

Titles and abstracts of papers published in the 15th volume of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica

159-162

A KLÍMA VÁLTOZÁSA KIMUTATHATÓ AZ ORSZÁGOS ERDŐÁLLOMÁNY ADATTÁR KLÍMA-KATEGÓRIÁIBAN

Kottek Péter és Király Éva

Nemzeti Földügyi Központ, Erdészeti Főosztály

Kivonat

Az erdőrészek klíma szerinti besorolása az Országos Erdőállomány Adattárban (OEA) kimutathatóan megváltozott az 1997-2006 és 2007-2016 periódusok között. A klímabesorolás változásait 1 hektár felbontású szabályos rácsháló pontjainban vizsgáltuk, ami lehetővé tette a klímakategóriák országos szintű összehasonlítását és a két periódus között észlelhető változások részletes leírását annak ellenére, hogy az OEA-ban az erdőrészek a két időpontban nem teljes körűen feleltethetők meg egymásnak. A rácsháló alkalmazása statisztikailag is könnyebben kezelhető eredményeket ad.

Eredményeink azt mutatják, hogy a klíma-besorolás 10 év alatt az erdőterület 5,4%-án változott meg, és a klímakategóriák eloszlása az OEA 2006-ra és 2016-ra vonatkozó statisztikai állapotai között szignifikánsan különbözik. E szerint a klímaváltozás tetten érhető az igazgatási nyilvántartásban is. A változás gyorsnak mondható, az elmozdulások iránya pedig a jövőre nézve figyelmeztető, mivel azok általában kedvezőtlenek.

A 2006-ban még erdő, de 2016-ra eltűnt, már nem-erdő rácspontok 44%-a az erdőössztyepp klímába tartozott, azaz a klímakategóriába tartozó faállományok nagyobb eséllyel szűnnek meg. Ugyanakkor az újonnan létrehozott erdőterületek legnagyobb része is erdőössztyepp (37%) vagy cseres ill. kocsánytalan-tölgyes (34%) klímában jött létre, tehát az új erdőket is száraz körülmények között létesítettük.

Kulcsszavak: klímaváltozás, erdészeti klímaosztályozás, Országos Erdőállomány Adattár, országos léptékű rácscs mintavétel.

CLIMATE CHANGE CAN BE DETECTED IN THE NATIONAL FORESTRY DATABASE

Abstract

From 2006 to 2016 a noticeable change can be observed in the climatic classification of forest stands in the National Forestry Database (NFD). As the polygons of forest stands cannot be fully matched between the 2006 and 2016 state of the NFD, climate transitions were studied along a one hectare resolution sample grid. This sampling pattern allowed large scale comparison of climatic categories and the description of local changes occurred between the two periods (2006 state of NFD consists of field surveys between 1996 and 2005; 2016 state between 2005-2015 accordingly). The sample grid also facilitated the statistical evaluation.

The results show that climate classification has changed in 5.4 percent of the forest area, and the distribution of climate categories in 2016 shows a statistically significant difference compared to the 2006 state. Accordingly, the concept of climate change is strongly supported by data of the official forest inventory. The speed of climate shifts may be considered fast and the direction is warning as changes are generally unfavourable.

We also analysed the sampling grid nodes where the forest land use changed to another land use type between 2006 and 2016. We found that 44 percent of these sampling points were in the "forest steppe" climate category (the most arid one of



the 4 possible classes). This shows that in forest stands under this climate category land use change is more likely to be undertaken.

On the other hand the major part of newly afforested area is under "forest steppe" (37%) and "sessile oak – Turkey oak" (34%) climate which shows that new forests are planted under dry conditions.

Keywords: climate change, climate classification in forestry, National Forestry Database, large scale grid sampling.

BEVEZETÉS

Európa szerte számos kutatási eredmény mutat rá a klímaváltozás erdőkre gyakorolt hatásaira (Milad et al 2011). A fontos állományalkotó fafajok elterjedési területének északabbra húzódása már napjainkban is megfigyelhető (Honnay et al 2002, Milad et al 2011, Sánchez-Salguero et al 2012) és a jövőben még kifejezettebb lehet (Thurm et al 2018), hiszen a szárazsági elterjedési határ közelében található faállományok különösen érzékenyek a klímaváltozással gyakran együtt járó szárazodás hatásaira (Sánchez-Salguero et al 2012, Lindner et al 2014).

Az egyes erdőzónák, illetve fafajok déli/síkvidéki elterjedési határát elsődlegesen a nyári szárazsági stressz határozza meg, amely egyben a zárt erdők alsó elterjedési határát is kijelöli az erdőssztyepp felé (Mátyás et al 2009, Mátyás et al 2010a). A szárazsági határ Magyarországon döntő jelentőségű, mert minden fontosabb fafaj esetében kimutatható (Mátyás et al 2010a). A klímaváltozás jelenleg hazánkban megmutatókozó hatásairól több tanulmány tudósít. Csóka et al (2007), Csóka et al (2009), Berki et al (2014), Berki et al (2016), Berki (2017), Csóka & Hirka (2017) és még sokan mások szerint a szárazodás hatásai már napjainkban is kimutathatók. Mátyás és munkatársai pedig a szárazsági elterjedési határ visszahúzódásáról számolnak be (Mátyás 2010, Mátyás et al 2010b, Mátyás et al 2017).

Az Országos Erdőkár Nyilvántartási Rendszerben rögzített aszálykárok mennyisége az 1962-2011 közötti 50 évben növekvő tendenciát mutat (Hirka et al 2018, Hirka 2017). Berki et al (2018) szerint a száraz alföldperemi, dombosági tájakon a gyakoribbá és hosszabbá vált aszályok hatására jelentős fapusztulás figyelhető meg, drasztikusan csökkent az állományok sűrűsége, és jelentős élőfakészlethiány alakult ki.

A hazai erdészeti gyakorlat a termőhelyértékelés során eddig 4 klíma-kategóriát használt: a bükköst (B), a gyertyános-tölgyest (GY-T), a kocsánytalan tölgyest ill. cserest (KTT-CS) és az erdőssztyepp (ESZTY) (Járó 1972, Führer 2010, Führer et al 2011, a klímakategóriák részletes leírásáért lásd pl. Führer 2018). A klímaváltozás hatására új kategória bevezetése is szükséges lesz, amit sztyepp (SZTYEP) névvel fogunk illetni (Führer et al 2017a). Czúcz et al (2013) szerint 2050-re a bükk hazai zonális elterjedésének 56–99%-a, a kocsánytalan tölgynek pedig 82–100%-a az optimális klímaterén kívül lesz. Gálos & Führer (2018) az egyes erdészeti klímaosztályok területének várható előrejelzése tekintetében, mértékében ugyan más, de hasonló tendenciákat jeleznek előre. Becslésük szerint a 21.

század közepére az ország területének több mint 10%-a lehet sztyepp klímájú. Ezzel összhangban a várható ökonomiai változások is jelentősek lehetnek (Führer 2013), amit Somogyi (2018) modellezési eredményei is igazolnak, azaz az évszázad végére a klímaváltozás hatására nagyon jelentős mortalitás-növekedés, fajösszetétel-változás és fanövekedés-csökkenés következhet be. A klíma megváltozásának hatásait (a záródás, a várható mortalitás, a fakészlet és a fafaj-összetétel stb. változását) részletes, geodéziailag referált térinformatikai adatbázisokból kiinduló prognózisok segítségével kellene vizsgálni (Illés 2018, Kottek 2016 és 2018). A Magyarország területére vonatkozó klíma-előrejelzésekből (Bartoly et al 2007, Gálos et al 2015) levezethető, hogy a jövőben olyan termőhelytípus-változások megjelenésével is számolnunk kell, amelyek eddig hazánkban nem fordultak elő (Bidló & Horváth 2018). A társulások fafajainak eltérő érzékenységből adódó dinamika szintén olyan társulásokat tehet potenciálissá, melyek egzakt jellemzése jelenleg még előttünk áll (Bartha et al 2018). A hazai erdészeti kutatás és gyakorlat egyik nagy feladata, hogy fafajválasztási javaslatokat tudjon adni az újonnan kialakuló termőhelyekre is (Bidló & Horváth 2018).

Az éghajlati elemek közül a termőhely klímátényezőjének jellemzésére a klasszikus erdészeti termőhely-tipológiában a légnedvességet találták a legalkalmasabbnak. Járó (1972) az erdészeti klímakategóriákat az átlagos júliusi 14 órás légnedvesség értékéhez kötötte, azonban e definíció szerint napjainkban már nem gyűjtene adatokat (a hivatalos meteorológiai észlelési időpontok megváltoztak). Többek között ezért jelentős az erdészeti szárazsági mutató (FAI) (Führer 2010, 2017, 2018, Führer et al 2011, 2017b), illetve más, könnyen elérhető meteorológiai adatokra támaszkodó klímaindex, és ezért javasolható meteorológiai adatokra támaszkodó klímaindexek bevezetése az erdőtervezői gyakorlatba, mert kiküszöbölhetővé tennék a klímabesorolás szubjektivitását, és adatolhatóvá (sőt: előre jelezhetővé) tennék a klíma jellemzését (Führer et al 2017a).

A meteorológiai méréseken alapuló klímaindexek lokális léptékben, pl. erdőrészek szintjén történő alkalmazásának korlátja, hogy az indexek vagy alapadataik interpolálásával legfeljebb kb. 2-5 km-es felbontásban (megengedőbb álláspontok szerint 1 km-es felbontásban, lásd pl. Horváth & Mátyás 2016 és Illés 2018) lehet korrekt eredményeket kapni; továbbá az, hogy meteorológia észlelések igen ritkán történnek erdőben.

Ezzel szemben a hagyományos terepi klímabesorolás jobb térbeli felbontásban áll rendelkezésre: ugyan nem meteorológiai adatok alapján, de azt erdőrészenként adják meg, figyelembe véve a domborzat módosító hatásait is (kitettség, lejtők stb.). Az egyes erdőrészek klímabesorolásának megállapítása a körzeti erdőtervezéskor történik. A besorolás a gyakorlatban a 14 órás légnedvesség mérése helyett szakértői becslést jelent, és a növényzet összetételére, különösen a klímajelző fás- és lágyszárúak jelenlétére, valamint a domborzat, a tengerszint feletti magasság hatásainak ismeretére támaszkodik (Járó 1972). A lényeg a növényzeti indikáció (vagy a fitométer-koncepció), ami a klímajelző fajok elterjedését, vagy nem természetes erdőtársulás esetén a feltételezett természetes zonális társulás fafajait veszi alapul. Az erdészeti gyakorlatban a klíma jellemzésénél tehát egyelőre nem

tudunk eltekinteni a hagyományos, szakértői becslésen alapuló módszertől sem, bár ez a módszer több-kevesebb szubjektivitással terhelt.

Felvetődik, hogy ha az OEA-ban az erdők klíma szerint besorolása jó térbeli felbontásban rendelkezésre áll, mely besorolás minden szubjektivitásával együtt igen nagy számú és évtizedek óta elvileg változatlan metodikájú terepi megfigyelésen alapul – akkor igazolható-e a klíma megváltozása az OEA klíma-kategóriái segítségével?

ADAT ÉS MÓDSZER

Az OEA térképi nyilvántartása 2006-tól vizsgálható, azóta létezik országosan egységes, digitalizált formában. A korábbi évjáratok vagy nem teljesek, vagy a térinformatikai adatok nem megfelelő minőségűek.

A körzeti erdőtervezés 10 éves visszatérési idővel dolgozik, ami azt jelenti, hogy ugyan azon az erdőterületen (kisebb eltérésekkel) 10 évenként történik új terepi adatgyűjtés. Az OEA 2006-ra érvényesnek tekintett ún. statisztikai állapota, mely a térinformatikai feldolgozás szempontjából a lehetséges legkorábbi kiinduló állapot, így zömmel 1995 és 2005 közötti adatfelvételeket tartalmaz. Ugyanígy a 10 évvel későbbi, 2016-os statisztikai állapot 2005-2015 közöttieket. Vizsgálatunkban ezt a két periódust hasonlítottuk össze, és a továbbiakban 2006-os, illetve 2016-os állapotként hivatkozunk rájuk.

A két 10 éves periódus a klímatudományban szokásos és elfogadott 20-30 éves periódusoknál kétségtelenül sokkal rövidebb, de sajnos a kívánt területi felbontás mellett – az erdőrészetek méreteivel összevethető részletességet céloztunk meg – hosszabb periódusokat vizsgálni nem látszik megoldhatónak.

A klíma-kategóriák nagy területű összehasonlítása és két periódus között észlelhető lokális változásainak leírása feltételeznél, hogy a két periódusban az erdőrészetek megfeleltethetők egymásnak, ez azonban az OEA-ban sajnos nem áll fenn teljes körűen. Az erdőrészeteknek élet-története van, azaz megosztják, összevonják őket, a határaik elmozdulnak, s néha teljesen átalakulnak, emiatt az összerendelés nem minden esetben adható meg. A problémán a rácsos mintavétel koncepciója segített, ami egyfajta, a raszteres adatszerkezethez hasonló megoldás. Fektessünk a térképre egy sűrű (100×100 méteres) négyzetes rácshálót, és minden rácsponthoz mindkét adattári állapotra vonatkozóan (tehát egy teljes erdőtervezési ciklust átfogva) rendeljük hozzá az ott lévő erdőrészetet illetve annak klíma-besorolását. Az egyes rácspontok hiba nélkül egymáshoz rendelhetők és 1 hektár felbontással megadhatók a klímakategóriák közti átmenetek. A módszer hátránya, hogy kissé felülbecsli a változásokat, mert a térképi pontatlanságok korrekciója miatt (pl. amikor az erdőrészet határai 20-50 méterrel arrább kerülnek, de a természetben az erdőrészet geometriája valójában nem változik) a határok módosulásai hibás új-erdő és megszűnt-erdő rácspontokat eredményeznek, amik a valóságban nincsenek.

Az OEA-ban 2006-2008 között nagyon sok invalid poligon is szerepelt az erdészeti térképeken, ezek kisebb-nagyobb technikai hibák, pl. amikor az erdőrézlet-határokat leíró koordináta-párok láncja nem záródik – de a térinformatikai műveleteket sajnos megakadályozták. Ezért az invalid erdőrézletek alakzatait azonosítani kellett a már javított és teljesen valid 2009-es állapotban. A korrekció kb. 40 ezer hektárt érint, és becslésünk szerint szintén hordoz 3-4 ezer hektár bizonytalanságot.

A módszer nagy előnye, hogy a rácsháló, mint térbeli mintavétel alkalmazhatóvá teszi a standard statisztikai kiértékeléseket, mert a szabályos hálóban elhelyezkedő rácspontok független, egyenlő súlyú észleléseknek tekinthetők.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

A klímát sokáig szinte változatlan és stabil termőhelyi tényezőnek tartották. A klíma változásának megítélése elsősorban abban áll, hogy az mégis milyen gyorsan változik meg? A klímabesorolás egy nem-változó klímában meglehetősen konzervatív természetű kellene legyen, azaz az erdők többségénél 10 év alatt egyáltalán nem lenne szabad módosulnia. Ezzel szemben a 2006-ban és 2016-ban egyaránt erdőrézletekre eső rácspontok 5,4%-ában (1.773.237 ha – 1.677.838 ha = 95.399 ha; lásd az 1. táblázatot) megváltozott. A változás sebességét szemléltetendő tekintsünk egy rövid gondolat kísérletet, melyben ha a klímabesorolások változásának sebességét állandónak feltételeznénk és durva leegyszerűsítéssel lineárisan extrapolálnánk, akkor azt kapnánk, hogy nagyjából 200 év alatt, azaz néhány vágásforduló alatt a teljes erdőterületen megváltozna a klímabesorolás, ami növényföldrajzi léptékben elképesztően gyorsnak hat. Ehhez hozzá kell tenni, hogy a két időpont közt észlelt erdő-megszűnések egy része is összefüggésbe hozható a klíma megváltozásával.

Az elmozdulások iránya figyelmeztető, mert a változások általában kedvezőtlenebb (1. táblázat).

A 2006-os állapotban még nem-erdő, 2016-ban már erdő (új) rácspontok között legnagyobb területű az ESZTY klíma (az országos eloszlásban a területfoglalása 25% körüli, ehhez képest az új erdők közt 37%). Tehát az új erdőket is szárazabb körülmények közt hoztuk létre, főleg azért, mert az erdőtelepítésekhez ebben a klímában áll rendelkezésre a legtöbb, mezőgazdasági művelés számára gazdaságtalan terület.

A 2006-ban bükkös klímába sorolt erdők 7,3%-a sorolódott át az eggyel kedvezőtlenebb GY-T-es klímába. A 2006-ban GY-T-es klímába sorolt erdők 5,2%-a sorolódott át 10 év alatt a kedvezőtlenebb KTT-CS klímába. A 2006-ban KTT-CS klíma érdekes módon nagyobb mértékben mozdult a kedvezőbb GY-T felé, mint az ESZTY felé.

A 2006-ban az ESZTY klímába tartozó rácspontok meglehetősen nagy része (8,7%-a) nem volt fellelhető a 2016-os térképen. Ez arra enged következtetni, hogy az erdőgazdálkodás kivonul a határ-termőhelyekről, feladja azok újraerdősítését, vagy friss erdőtelepítések esetén a telepítés nem jut el a befejezésig. A 2006-ban még erdő, de 2016-ra eltűnt, már nem-erdő rácspontok 44%-a az ESZTY klímába tartozott, azaz e klíma-kategóriába tartozó

faállományok nagyobb eséllyel szűnnek meg a többi klíma-kategóriába tartozó faállományoknál.

1. táblázat: Az egyes klímakategóriába eső erdőterület változásai az Országos Erdőállomány Adattárban a 2006-os és a 2016-os állapot között. A táblázat soraiban a 2006-os állapot, az oszlopokban a 2016-os állapot terület-eloszlása van feltüntetve. A táblázat cellái a klímakategóriák közti átmeneteket jelölik. Pl. 2006-ban 161.826 ha tartozott a bükkös klímába (jobb felső cella), melyből 2016-ra 1.965 ha kikerült az Adattárból, minimális terület ment át az ESZTY illetve a KTT-CS kategóriába, 11.789 hektárból lett GY-T, és 148 ezer ha maradt bükkös.

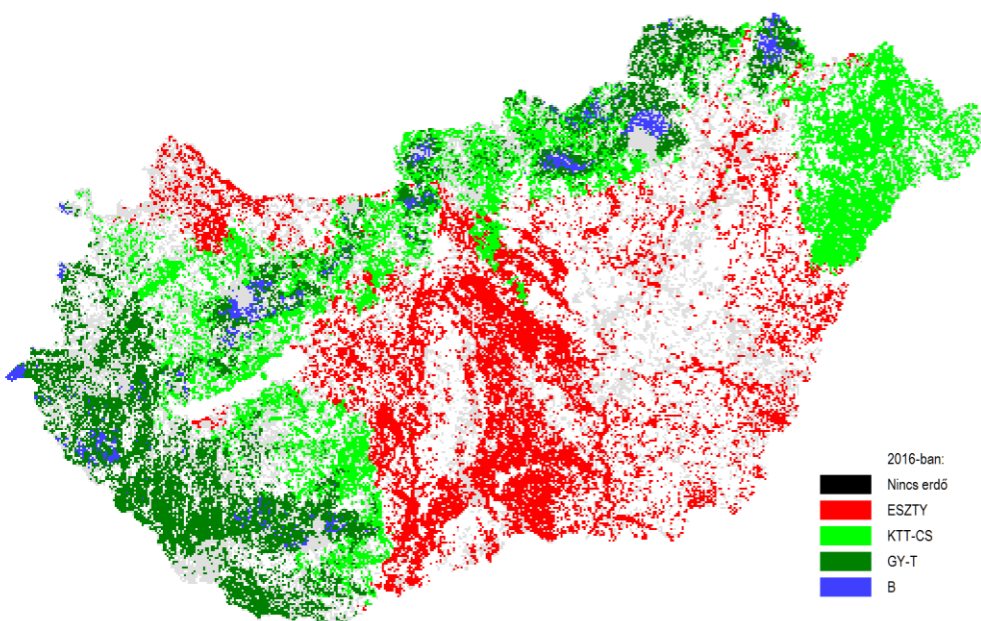
Table 1: Changes in the climatic classification of forest areas in the National Forestry Database in the time period 2006-2016. In the rows of the table is represented the 2006 state of the climate distribution. In the columns the 2016 state is represented. The cells represent the shifts between the climatic classifications. E.g. in 2006 the area under "beech" climate was 161,826 hectare (top right corner), from this area 1965 hectare has been transferred to a non-forest land use category, very small areas have been reclassified as "forest steppe" and "sessile oak – Turkey oak" climate, while 11,242 hectare has been reclassified as "hornbeam and oak" climate, and 147,806 hectare remained under the same "beech" category.

Erdőrészletekre eső rácsponatok száma klímakategóriák szerint (hektár)						
2006-ban	2016-ban					
	B	GY-T	KTT-CS	ESZTY	nem erdő	összesen
B	147.806	11.789	239	27	1.965	161.826
GY-T	11.242	646.190	37.015	11	20.483	714.941
KTT-CS	240	23.445	458.896	6.247	28.968	517.796
ESZTY	0	94	5.050	424.946	41.222	471.312
nem erdő	3.800	43.827	57.247	61.169	-	166.043
összesen	163.088	725.345	558.447	492.400	92.638	

2016-os erdőterület 1.939.280	változatlan klímájú 1.677.838	erdő mindkét időpontban 1.773.237	10 év alatt megszűnt erdő	10 év alatt keletkezett új erdő	2006-os erdőterület 1.865.848
----------------------------------	----------------------------------	--------------------------------------	---------------------------	---------------------------------	----------------------------------

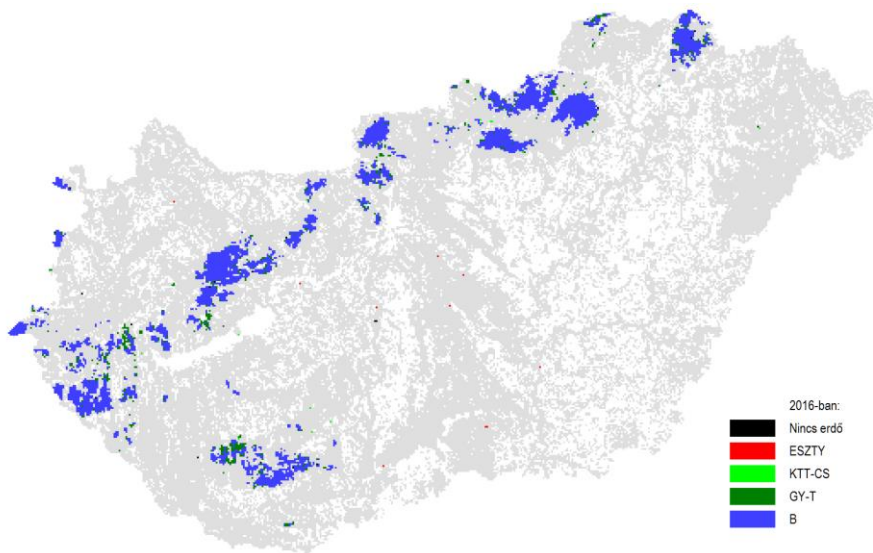
Valóban megváltozott-e a klíma a két periódus között? A kérdést a két periódusban tapasztalható területi eloszlások statisztikai próbájával lehet értékelni. A klímák területi eloszlásai teljesítik a χ^2 -próba feltételeit, habár a minták mérete meglehetősen nagy, és ilyenkor az elsőfajú hiba elkövetésének veszélye fokozott. A mindkét időpontban erdőterületre eső rácsponatok (1.773.237 ha) klíma szerinti eloszlásait tekintve a 2006-os és 2016-os állapot szignifikánsan különbözőnek mutatkozik ($\chi^2 = 278,84$; $df = 3$; $p < 0,000001$). A megváltozott klímájú rácsponatok eloszlása, a megszűnt erdőterületek és az újonnan keletkezett erdők klíma szerinti eloszlása is mind-mind szignifikánsan különbözik a klímakategóriák egyenletes eloszlásától, a klímák trendszerű eltolódása tehát ezeken a részalmazokon is igazolható.

A klímák egymásba alakulását, az átalakulás trendjeit és földrajzi eloszlását 1-5. ábrák térképein mutatjuk be. A térképeken az egyes pixelek 1×1 km-es területnek felelnek meg, és a 100×100 méteres hálón mért 10×10 darab elemi rácspont 2016-os besorolásának leggyakoribb kategóriáját (módusz) jelzik, tehát a klímabesorolás megváltozásának legjellemzőbb irányát (vagy meg-nem-változását) mutatják. Nem mennyiségi mutatók és nem jelzik az erdősültséget sem. Pl. a pixel színe ugyan úgy piros, ha egy nagy erdősültségű területen a lehetséges 100 darab elemi rácspontból a legtöbb az ESZTY kategóriába esett 2016-ban; és piros akkor is, ha a lehetséges 100-ból csak egyetlen rácsponton volt erdő 2016-ban, ám az történetesen ESZTY besorolású volt.



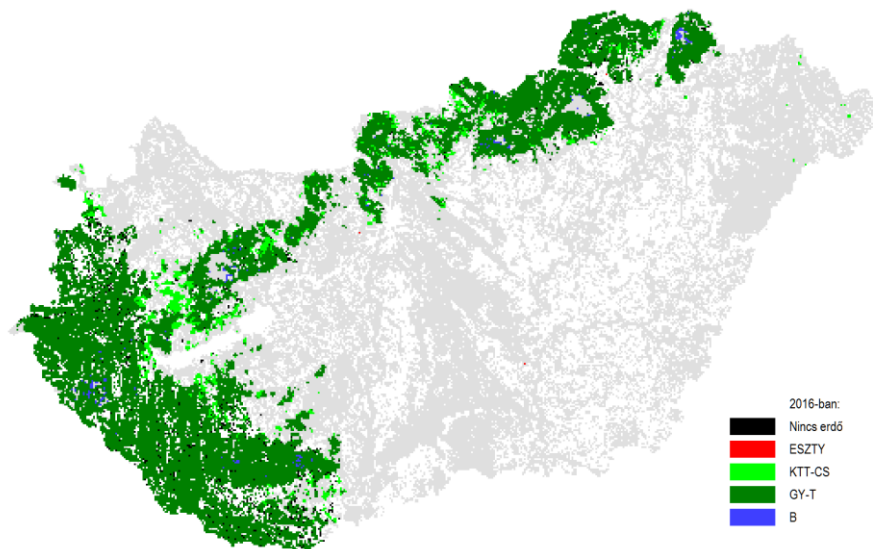
1. ábra: 2006 és 2016 között nyilvántartásba vett új erdőterületek klíma szerinti besorolása az Országos Erdőállomány Adattárban.

Figure 1: Climate categories of new forests established between 2006 and 2016 according to the National Forestry Database.



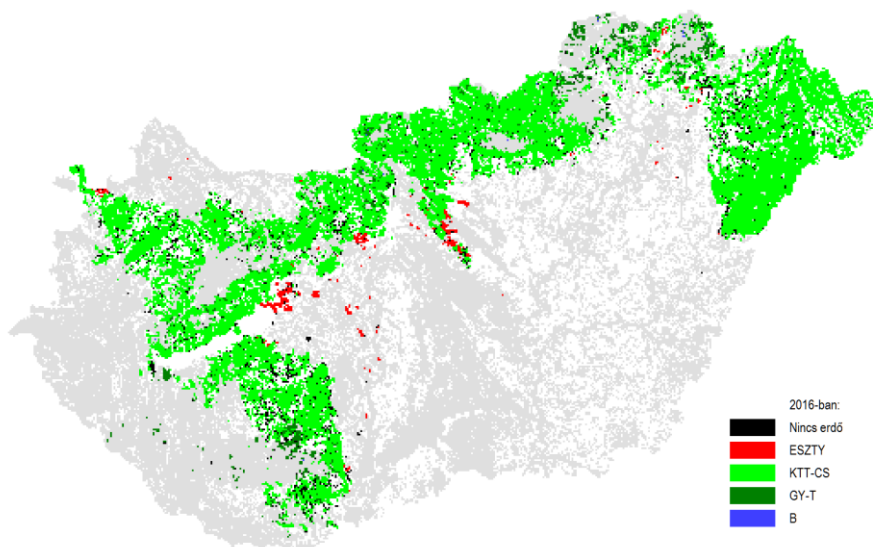
2. ábra: 2006-os állapotban bükkös klíma-besorolású területek jellemző klíma szerinti besorolása az Országos Erdőállomány Adattár 2016. évi állapotában.

Figure 2: Climate classification of areas in 2016 which were macroclimatically suitable for beech in 2006 according to the National Forestry Database.



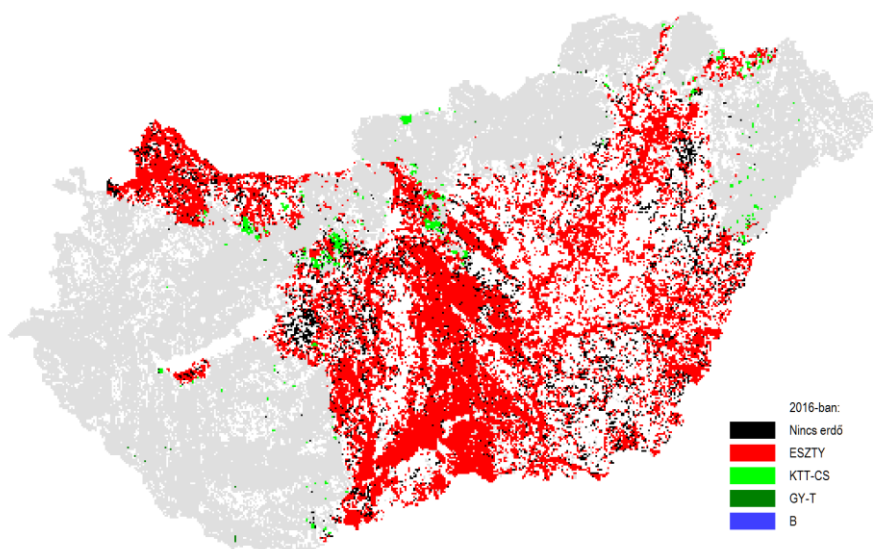
3. ábra: 2006-os állapotban gyertyános tölgyes klíma-besorolású területek jellemző klíma szerinti besorolása az Országos Erdőállomány Adattár 2016. évi állapotában.

Figure 3: Climate classification of areas in 2016 which were macroclimatically suitable for hornbeam and oak in 2006 according to the National Forestry Database.



4. ábra: 2006-os állapotban kocsánytalan tölgyes-cser klíma-besorolású területek jellemző klíma szerinti besorolása az Országos Erdőállomány Adattár 2016. évi állapotában.

Figure 4: Climate classification of areas in 2016 which were macroclimatically suitable for sessile oak and Turkey oak in 2006 according to the National Forestry Database.



5. ábra: 2006-os állapotban erdőssztyepp klíma-besorolású területek jellemző klíma szerinti besorolása az Országos Erdőállomány Adattár 2016. évi állapotában.

Figure 5: Climate classification of areas in 2016 which were classified as forest steppe in 2006 according to the National Forestry Database.

ÖSSZEFOGLALÁS

Adósak maradtunk a tapasztalt jelenségek okainak magyarázatával: további, részletesebb vizsgálatok szükségesek annak megállapítására, hogy a klíma-besorolás megváltoztatása mögött az egyes rácpontokban és erdőrészletekben mi áll. Egyelőre nincs válaszunk arra, hogy pl. konkrét erdőfelújítási problémák adták-e a kezdőlökéseket; vagy az értő szak-közönség elé tárt klímakutatási eredmények (lásd pl. Bondor & Frank 2010, és legutóbb Mátyás et al 2017) illetve a témában hosszú ideje folyó viták (többek között pl. Gálhidy & Tímár 2011, Mátyás 2011) csapódtak-e le az igazgatási adminisztrációban, a tudományos közösség eredményeinek elfogadásaként, arra reflektálva – utóbbi esetben ugyanis az OEA klímakategóriáinak változásai nem független megfigyelések és objektíven nem igazolnak semmilyen változást.

Célszerű lenne részletesebben elemezni, hogy a klímakategóriák közti átsorolások területi eloszlása hogyan függ össze a helyben mérhető meteorológiai paraméterekkel és az ezekből levezetett klímaindexek adott időszakban kimutatható állapotával és változásával, hiszen tudjuk, hogy az OEA klímabesorolásai és a klímaindexek több erdészeti tájban jelentős eltérést mutatnak (Führer 2018).

Azonban vizsgálatunk eredményei az okok ismerete nélkül is rámutatnak arra, hogy az OEA-ban használt klímabesorolás változásai a 2006-os és a 2016-os statisztikai állapot közötti 10 éves időtartamban szignifikánsak, a változások a térképen kirajzolódnak, a klíma megváltozásának ténye tehát az OEA adataiból is igazolható.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk elsősorban az erdészeti igazgatás erdőtervezői kollektívájának a sanyarú körülmények közt is rendületlen adatgyűjtési munkáért, mely alapot adott a kutatáshoz; Wisnovszky Károly igazgató úrnak, mert lehetővé tette a vizsgálatot; illetve Dr. Tobisch Tamásnak és Dr. Csanády Viktoriának a statisztikai kiértékelésben nyújtott ötletekért és támogatásért.

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

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bartha D., Berki I., Lengyel A., Rasztoivits E., Tiborcz V. & Zagyvai G. 2018: Erdőtársulások és fajajaik átrendeződési lehetőségei a változó klímában. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 163–195. DOI: [10.17164/EK.2018.011](https://doi.org/10.17164/EK.2018.011)
- Bartholy J., Pongrácz R. & Gelybó Gy. 2007: Regional climate change expected in Hungary for 2071-2100. Applied Ecology and Environmental Research 5(1): 1–17. DOI: [10.15666/aeer/0501_001017](https://doi.org/10.15666/aeer/0501_001017)

- Berki I. 2017: Szárazodás befolyásolta kigyérülés a kocsánytalan tölgy példáján. (A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai – I.) Erdészeti Lapok 152(4): 105–106.
- Berki I., Móricz N., Rasztoivics E., Gulyás K., Garamszegi B., Horváth A., et al. 2018: Fapusztlás és gyorsuló növekedés kocsánytalan tölgyeseinkben. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 119–130. DOI: [10.17164/EK.2018.008](https://doi.org/10.17164/EK.2018.008)
- Berki I., Rasztoivics E. & Móricz N. 2014: Erdőállományok egészségi állapotának értékelése – egy új megközelítés. Erdészettudományi Közlemények 4(2): 149–155.
- Berki I., Rasztoivics E., Móricz N. & Kolozs L. 2016: The Role of Tree Mortality in Vitality Assessment of Sessile Oak Forests. South-east European forestry 7(2): 91–97. DOI: [10.15177/seefer.16-14](https://doi.org/10.15177/seefer.16-14)
- Bidló A. & Horváth A. 2018: Talajok szerepe a klímaváltozásban. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 57–71. DOI: [10.17164/EK.2018.004](https://doi.org/10.17164/EK.2018.004)
- Bondor A. & Frank N. 2010: Erdőgazdálkodás a klímaváltozás tükrében. Erdészeti Lapok 145(12): 410–415.
- Czúcz B., Gálhidy L. & Mátyás Cs. 2013: A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa. Erdészettudományi Közlemények 3(1): 39–53.
- Csóka Gy. & Hirka A. 2017: A változások jelei. (A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai – I.) Erdészeti Lapok 152(4): 104–105.
- Csóka Gy., Koltay A., Hirka A. & Janik G. 2007: Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. In: Mátyás Cs. & Vig P. (eds): Erdő és Klíma V. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 229–239.
- Csóka Gy., Koltay A., Hirka A. & Janik G. 2009: Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. Klíma-21 Füzetek 57: 64–73.
- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. Klíma-21 Füzetek 61: 98–107.
- Führer E. 2017a: Az erdészeti klímaosztályok új lehatárolása öko-fiziológiai alapon. (A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai – III.) Erdészeti Lapok 152(6): 173–174.
- Führer E. (ed) 2017b: Magyarország erdészeti tájai, I. Nagyalföld erdészeti tájcsoport és II. Északi-középhegység erdészeti tájcsoport. NÉBIH, Budapest.
- Führer E. 2018: A klímaértékelés erdészeti vonatkozásai. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 27–42. DOI: [10.17164/EK.2018.002](https://doi.org/10.17164/EK.2018.002)
- 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.
- Führer E., Jagodics A., Juhász I., Marosi Gy. & Horváth L. 2013: Ecological and economical impacts of climate change on Hungarian forestry practice. Időjárás 117(2): 159–174.
- Führer E., Gálos B., Rasztoivics E., Jagodics A. & Mátyás Cs. 2017a: Erdészeti klímaosztályok területének várható változása. (A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai – III.) Erdészeti Lapok 152(6): 174–177.
- Führer E., Horváth L., Moring A., Pödör Z. & Jagodics A. 2017b: Az erdészeti szárazsági mutató (FAI) segítségével lehatárolt erdészeti klímaosztályok/klímakategóriák jellemzése. (A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai – IV.) Erdészeti Lapok 152(9): 270–272.
- Gálhidy L. & Tímár G. 2011: Óshonos fajfajú erdeink a klímaváltozás szorításában? Erdészeti Lapok 146(2): 38–40.
- Gálos B., Führer E., Czímber K., Gulyás K., Bidló A., Häsler A. et al. 2015: Climatic threats determining future adaptive forest management – a case study of Zala County. Időjárás 119(4): 425–441.
- Gálos B. & Führer E. 2018: A klíma erdészeti célú előrevetítése. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 43–55. DOI: [10.17164/EK.2018.003](https://doi.org/10.17164/EK.2018.003)
- Hirka A. (eds) 2017: A 2016. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2017-ben várható károsítások. NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, NÉBIH Erdészeti Igazgatóság, Budapest.
- Hirka A., Pödör Z., Garamszegi B. & Csóka Gy. 2018: A magyarországi erdei aszálykárok fél évszázados trendjei (1962–2011). Erdészettudományi Közlemények 8(1): 11–25. DOI: [10.17164/EK.2018.001](https://doi.org/10.17164/EK.2018.001)



- Honnay O., Verheyen K., Butaye J., Jacquemyn H., Bossuyt B. & Hermy M. 2002: Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* 5: 525–530. DOI: [10.1046/j.1461-0248.2002.00346.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00346.x)
- Horváth A. & Mátyás Cs. 2016: The Decline of Vitality Caused by Increasing Drought in a Beech Provenance Trial Predicted by Juvenile Growth. *South-east European forestry* 7(1): 21–28. DOI: [10.15177/see-for.16-06](https://doi.org/10.15177/see-for.16-06)
- Illés G. 2018: A klímaváltozás nyomán bekövetkező fatermésváltozás becslése a kocsánytalan tölgy példáján. *Erdészettudományi Közlemények* 8(1): 105–118. DOI: [10.17164/EK.2018.007](https://doi.org/10.17164/EK.2018.007)
- Járó Z. 1972: Az erdészeti termőhely-értékelés rendszere. In: Danszky I. (ed): *Erdőművelés I. Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest*, 47–256.
- Kottek P. 2016: Országos Erdőállomány Prognózis → 2050. Modell: Divine Axe Superhero, DAS v11k. A Soproni Egyetem Erdőmérnöki Karának Tudományos Konferenciája, 2016. október, poszter.
- Kottek P. 2018: A KLM-szenárió koncepciója. Soproni Egyetem, PhD éves beszámoló előadás, 2018. június.
- Lindner M., Fitzgerald J.B., Zimmermann N.E., Reyser C., Delzon S., Maaten E., et al. 2014: Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? *Journal of Environmental Management* 146: 69–83. DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.07.030](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.030)
- Mátyás Cs. 2010: Forecasts needed for retreating forests (opinion). *Nature* 464: 1271. DOI: [10.1038/4641271a](https://doi.org/10.1038/4641271a)
- Mátyás Cs. 2011: Különóra a klímaváltozásról, egykori tanítványaimnak. *Erdészeti Lapok* 146(3): 75–76.
- Mátyás Cs., Fühler E., Berki I., Csóka Gy., Drüsler Á., Lakatos F., et al. 2010a: Erdők a szárazsági határon. *Klíma-21 Füzetek* 61: 84–97.
- Mátyás Cs., Nagy L. & Ujváriné J.É. 2009: Klimatikus stressz és a fafajok genetikai válaszreakciója az elterjedés szárazsági határon: elemzés és előrejelzés. *Klíma-21 Füzetek* 56: 57–65.
- Mátyás Cs., Berki I., Czúcz B., Gálos B., Móricz N. & Rasztovíts E. 2010b: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 6: 91–110.
- Mátyás Cs., Csóka Gy., Hirka A. & Berki I. 2017: A klímaváltozáshoz alkalmazkodó erdőgazdálkodás kihívásai – I. *Erdészeti Lapok* 152(4): 102–106.
- Milad M., Schaich H., Bürgi M., Konold W. 2011: Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261(4): 829–843. DOI: [10.1016/j.foreco.2010.10.038](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.10.038)
- Sánchez-Salguero R., Navarro-Cerrillo R.M., Swetnam T.W. & Zavala M.A. 2012: Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271: 158–169. DOI: [10.1016/j.foreco.2012.01.040](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.040)
- Somogyi Z. 2018: A klímaváltozás miatti fapusztlás tovább gyorsíthatja a klímaváltozást. *Erdészettudományi Közlemények* 8(1): 211–226. DOI: [10.17164/EK.2018.013](https://doi.org/10.17164/EK.2018.013)
- Thurm E.A., Hernandez L., Baltensweiler A., Ayan S., Rasztovíts E., Bielak K., et al. 2018: Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430: 485–497. DOI: [10.1016/j.foreco.2018.08.028](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028)

ON-LINE MEGJELENT IRODALOM

- Székely B. 2010: Statisztikai hipotézisvizsgálat (előadásvázlat). Letöltve: 2019. január 1.
http://math.bme.hu/~szbalazs/oktatas/sztoch_viii/het_6_hipotezis.pdf

*Érkezett: 2019. január 6.
Közlésre elfogadva: 2019. június 25.*

ERDŐTERÜLETEK POLLENKAPACITÁSÁNAK MODELLEZÉSE FAÁLLOMÁNYTÍPUS ÉS POLLENNAPTÁRI ADATOK ALAPJÁN

Rozovits Ferenc Péter¹, Magyar Zsolt¹, Kottek Péter¹ és Bordács Sándor²

¹NÉBIH EI Erdőtervezési és Természetvédelmi Osztály
²NÉBIH MGEI Erdészeti Szaporítóanyag Felügyeleti Osztály

Kivonat

Légköri pollen mérések és faállománytípus adatok felhasználásával modell térképeket állítottunk össze a magyarországi erdőterületek becsült pollen kibocsátásáról. A modell térképek az Országos Erdőállomány Adattár (NÉBIH Erdészeti Igazgatóság) információira épülnek és web-felületen is elérhetők (URL 4). A térképek alapján becsülhető, hogy hazánk egy-egy tájegységében mikor, milyen fafajok virágzása várható. A virágzási adatok segíthetnek a várható termés becsülésében, közvetve az erdőművelési és erdőfelújítási munkák tervezésében. A modell térképek egyúttal lehetőséget biztosítanak a méhlegeltetés tudatosabb tervezésére, valamint a pollenérzékenységgel kapcsolatos közegészségügyi intézkedések előkészítésére.

Kulcsszavak: faállománytípus, országos erdőállomány adattár, pollenkoncentráció, pollennaptár, pollenérzékenység, termésbecslés, méhészet.

MODELING POLLEN CAPACITY OF FOREST AREAS BASED ON TREE SPECIES AND POLLEN DATA

Abstract

Model maps were constructed for estimating pollen capacity of Hungarian forests, based on meteorological pollen monitoring and forestry database information. Model maps are continuously updated and directly linked to the National Forest Database (NÉBIH Forestry Directorate) which are publicly available at NÉBIH website (URL 4). Based on the model maps the flowering period of tree species can be forecasted in different region of Hungary. Data and information of the model maps can be used for annual seed crop prognoses and indirectly for planning of forest regenerations and silvicultural works. Model maps also provide an opportunity for more conscious planning of bee keeping and preparation of public health measures taken for pollen sensitivity.

Keywords: stock types, national forestry database, pollen concentration, pollen data, pollen sensitivity, crop estimation, bee-keeping.

BEVEZETÉS

A hazai erdőterületek legfontosabb adatait az Országos Erdőállomány Adattár (Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, NÉBIH) tartja nyilván. Az adatbázisban alapvetően a szakszerű erdőgazdálkodáshoz szükséges mérés, észlelés és vizsgálat alapú tényadatok, valamint az ezekből származtatott modellek segítségével előállított adatok találhatóak. Az adatsorok hagyományos, erdészeti célú felhasználási irányai ismertek, így pl. a fahasználati, erdőművelési, erdőtervezési munkák alapjait biztosítják. Ezen túlmenően azonban lehetőség nyílik más szakterületi irányokban is hasznosítani az adatokat.

Az egyik jellemző származtatott adat a faállománytípus. A faállománytípusról tárolt információkat felhasználva erdőrészet szintű megbízhatósággal rendelkezésre állnak az erdőt alkotó fafajok elterjedési, ill. területborítási adatai (Bartha & Mátyás 1995). A fafajok pollenkibocsátása, annak mértéke és intenzitása egyértelműen összefüggésben áll azok területfoglalásával. Az elterjedési adatokat kiegészítve a fafajok virágzási jellemzőivel, valamint meteorológiai, klimatikus, ill. pollenmérési adatokkal új típusú modellterképeket készíthetünk. A modell térképek alapján erdőterületeink pollenkibocsátása jobban érzékelhetővé tehető.

Közvetetten a kibocsátott pollen ismerete nagyon fontos információ az erdész szakemberek számára, hiszen a virágzás mértéke alapvetően meghatározza az adott évi termés mennyiségét és minőségét. A termés 'előzetes' ismerete fontos információ az őszi maggyűtések, valamint a természetes erdőfelújítások előkészítése, szervezése szempontjából. A virágzási, pollenkibocsátási információk hasznosak lehetnek méhészeti, közegészségügyi szempontból is. A virágzási adatok feldolgozásából is látszik, hogy mely fajok virágoznak a tél végén-tavaszi elején (pl. éger, nyír stb.). Április-május hónapokban a hazánkban mindenhol nagy tömegben előforduló tölgy félek virágzása jellemző.

IRODALMI ÁTTEKINTÉS

Az erdei fafajok egyedeinek virágzóképesége évenként hasonló intenzitásúnak tekinthető. Tölgy fajokon végzett virágzásbiológiai megfigyelések kimutatták, hogy a faegyedek virágzási tulajdonságai jelentősen eltérőek, de ugyanazon egyedek esetében az egyes évek között nincs érdemi eltérés a virágzási tényezőkben, mint pl. a termős-porzós füzérek száma, a füzéren fejlődő virágok száma (Bordács 1994, 1997). Pjatnyickij (1954) megfigyelései szerint a kocsánytalan tölgy porzós füzére átlagosan 550 ezer pollent tartalmaz, és az életképes virágpor 60-70 km távolságra, ill. 2000-3000 méter magasba is eljuthat. Egy 1986-ban végzett megfigyelési sorozat kimutatta, hogy Nyugat-Európában a tavaszi időszakban regisztrált esős napok (átl. 40 nap / 3 hónap) ellenére a tölgyek virágporának koncentrációja jelentős (7%) és folyamatosan kimutatható a mérőállomásokon (Astinet 1989). A pollenkoncentráció egyik legfőbb befolyásoló tényezője a szél, mely egy szegedi pollentranszportról készült tanulmányban került részletezésre (Makra et al 2004, 2011). A vizsgálat során nem

csak a Kárpát-medencéből, de Franciaország központi és keleti, valamint Olaszország északi területeiről is detektáltak pollentranszportot. Esős napokon a nagytávolságú, valamint a középtávolságú pollentranszport azonos mértékűnek mutatkozott.

A virágzás intenzitásában több napos eltérések is lehetnek a domborzati tényezőkből (kitettség, mikro-domborzat stb.) adódóan. A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) esetében északi kitettségben 3 nappal később, ill. déli kitettségben 3 nappal korábban nyílnak a virágok. Ezt a virágzásban bekövetkező eltérést a tengerszint feletti magasság is befolyásolja, 200 m szintkülönbség esetén a virágzások közötti eltérés 10 nap is lehet (Fritsch 2012).

Számos külföldi irodalom foglalkozik a pollenkibocsátással főleg a népegészségügyi vonatkozásai miatt. Korunk egyik nagy népbetegségének számító allergia vagy szénanátha (*pollinosis*) számos helyen előfordul és egyre gyakrabban vált ki az arra érzékenyeknél kellemetlen tüneteket. Hazánk erdeinek pollenkibocsátása befolyásolja, de nem áll egyenes arányban az allergén tünetek megjelenésével. Ugyanis az erdőállományok által kibocsátott pollen még nem kapcsolódott szennyező légköri anyagokkal, ezért nem okoz olyan mértékben tüneteket, mint a városokban, vagy azok közvetlen környezetében található pollen. Egy pekingi kutatás szerint (Wang et al 2017) a járóbetegek által felíratott antihisztaminok, ill. antiallergének korrelációs kapcsolatban állnak Peking város térségében történő pollenkibocsátási időszakokkal (márciustól áprilisig, augusztustól szeptemberig).

Egy másik tanulmány szerint (Lin et al 2002) az allergiás kockázatot jelentő fák szerepe jelentős. A vizsgálatokba 371 New York-i allergiás beteget vontak be, és végeztek el rajtuk keresztreakciós vizsgálatot. Az allergiás reakció mértéke szerint jelentős eltérések mutatkoztak a fafajok között. Az allergiás reakciókért a tölgy (34,3%), nyír (32,9%), juhar (32,8%), bükk (29,6%), hikoridió (27,1%), kőris (26%), szil (24,6%), ill. nyár (20,6%) fajok pollenje volt felelős. Egy svédországi vizsgálat azt mutatta, hogy a hárs, szil, fűz, juhar és a nyár pollen klinikailag irreleváns allergénforrások (Eriksson 1978).

Több tudományos elemzés is készült arról, milyen tényezők befolyásolják döntő többségben a virágzást és ezzel egyenes arányban a pollenkibocsátást. Egy parlagfű pollenszórására készített faktoranalízis során az alábbi paraméterek befolyásolták a pollenkibocsátást fontossági sorrendben: **szélirány**, harmatpont hőmérséklet, **középhőmérséklet**, maximum hőmérséklet, tényleges gőznyomás, globálsugárzás, telítettségi gőznyomás, napi hőmérsékletingás, minimum hőmérséklet, szélesebbesség, potenciális párolgás, relatív nedvesség, légnymomás (Makra et al 2008, 2016).

Az Országos Közegészségügyi Intézet (OKI) Közegészségügyi Igazgatósága átlagosan két évente készít összefoglaló pollenjelentést, mely során egy tanulmányban foglalják össze az észlelt pollenviszonyoknak megfelelően az éves pollennaptári állapotot. Hazánk hivatalosan nyilvántartott erdőrészeleteinek pollen naptári modelljére ez a jelentés adta az alap ötletet.

Az Országos Meteorológiai Szolgálat 2015-évi jelentésében közölt országos havi középhőmérsékleti anomáliákat tartalmazó grafikon (1. ábra) mutatja, hogy a közel százéves átlaghoz képest igen nagy – mintegy 1,4 °C – az eltérés. A hőmérsékleti anomáliák grafikonja

illeszkedik a százéves hőmérsékletváltozási trendbe, amely során egyre gyakoribbak a szélsőségesen meleg évek, ami jelentős hatással van a növények fenofázisainak alakulására is. Azáltal, hogy már az év elejétől fogva egy hőmérsékleti többletet észlelünk a növények a megszokottnál jóval hamarabb virágozhatnak. A jelenség megfigyelhető az ÁNTSZ 2015-évi jelentésében is, ahol a különböző fajok-faállománytípusok virágzásának összecsúsztát tapasztalhatjuk. Elmondható, hogy amennyiben az adott faj virágzásához igen kedvező hőmennyiség áll fenn, úgy a virágzás intenzitása is sokkal erősebb lesz.



1. ábra: Az országos havi középhőmérséklet eltérése a 1981-2010 közötti átlagtól 2015-ben 15 állomás homogenizált, interpolált adatai alapján (OMSZ 2016).

Figure 1: Variance of monthly mean temperature in 2015 in comparison of average of years 1981-2010, based on standardized data of 15 stations (OMSZ 2016).

A 2015-évi széljárást illetően elmondható, hogy a százéves átlagtól elmaradnak a havi szélebségek néhány kivétellel, április szelesebb hónapnak bizonyult közel 0,2 m/s átlagos szélebséggel (Pestszentlőrincen mért adatsor alapján OM SZ honlapja 2016).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A legtöbb erdőterületünk elegendő, azaz több faj alkotja az erdőrésztleteket, mely fajok sokszor különböző időszakban virágoznak. Mivel emiatt a fajok alapján nem lehetett volna egyértelműen besorolni az erdőrésztleteket fenológiájuk szerint, ezért kézenfekvő volt a faállománytípus (FATI) használata. A faállománytípus egy aggregált jellemző, de az adott erdőrésztletben előforduló fajokról elegendő és összefüggéseket is tartalmazó információt

biztosít. A faállománytípus az Országos Erdőállomány Adattárban (továbbiakban: Adattár) elsősorban fafajsortípusú adatokból, algoritmikusan, egységes elvek szerint kerül meghatározásra, és minden erdőrészletre vonatkozóan rendelkezésre áll. Jellemzően a számítás során a faállomány felső- és alsó szintű fafajsoaraiból, valamint az erdőszítési előírások alapján határozzuk meg a faállomány típusát. Folyamatban lévő erdőszítés esetén a felújítási szint faállománytípusa érvényes, ennek hiányában (üres területeknél) az első helyen szereplő erdőszítési előírás faállománytípusát használjuk.

Az Adattárban nyilvántartott faállománytípusok területének változása (az összes erdőterülethez képest) a mérlegkimutatások szerint 2012-2015 között 3,5% volt, míg 2015-2017 között 1,6% volt. Ez alapján kijelenthető, hogy rövidtávon a faállományadatok jelentősen nem változnak, azaz az erdőterület adatok a modellezéshez megfelelően statikusnak tekinthetők. Jelen tanulmányban a modellezéshez az Adattár 2017. július 6-án rögzített állapotadatait használtuk fel.

A faállománytípusokat feltételezett pollen kibocsátásuk alapján kategorizáltuk, amelyhez az ÁNTSZ Aerobiológiai Hálózatának 2016-ben kiadott tájékoztatójában szereplő modell-táblát használtuk fel (URL 3).

A mérési adatokból kitűnik, hogy az augusztus-december közötti időszakban a fafajok pollen kibocsátása nem mérhető vagy jelentéktelen, ezért a modellezéshez csak a december-július közötti időszakot vettük figyelembe. A modell-tábla négyfokozatú, színekódos bonitálási skálát alkalmaz a pollen kibocsátás mértékére. A színekódos besorolást a 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: A pollen kibocsátás mértékének ÁNTSZ jelentés szerinti színekódolása (OKK-OKI honlapja 2016).

Table 1: Color coding of pollen emissions according to the ÁNTSZ report (OKK-OKI website 2016).

Kód, színekód	Pollen kibocsátás mértéke
0	nincs érték
1	az adott héten a pollenkoncentráció csak alacsony szintet ért el
2	az adott héten a pollenkoncentráció legalább egy napon elérte a közepes szintet
3	az adott héten a pollenkoncentráció legalább egy napon elérte a magas szintet

Az Adattárban nyilvántartott 101-féle faállománytípushoz hozzárendeltük a pollen kibocsátás színekódjait, a pollen kibocsátás szempontjából fontos 8 naptári hónapos (december-július) időszakra, havonkénti bontásban. A faállománytípus és az adott hónapra eső pollenkoncentráció becslött értéke alapján kialakított besorolást a 2. táblázat tartalmazza. Azoknál a fajoknál, amelyek rovarbeporzásúak, tehát jelentős pollent nem bocsátanak ki és a méhlegeltetés szempontjából kiemelendők (pl. akác) jó alapot szolgáltatott a virágzási adatok megfigyelése, melyeket az Országos Magyar Méhészeti Egyesület honlapján lehet elérni (URL 1).

2. táblázat: Az Adattárban nyilvántartott 101 faállománytípus havi pollenkibocsátási modellje a 2015-évi pollenkibocsátásnak megfelelően az ÁNTSZ Aerobiológiai Hálózatának tájékoztatója alapján (OKK-OKI 2016).

Table 2: Month basis pollen emission model for 101 stock types registered in the Database according to the pollen emissions of 2015 based on the information provided by the Aerobiotic Network of ÁNTSZ (OKK-OKI 2016).

Rövid név	Faállománytípus neve	Fajok aránya az adott FATI-n belül	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Dec.
B	Bükkös	B >=70%	0	0	0	1	1	0	0	0
B-KTT	Kocsánytalan tölgyes-bükkös	B 50-70%; KTT 20-30%	0	0	0	1	1	0	0	0
B-GY-KTT	Gyertyános-kocsánytalan tölgyes-bükkös	B 50-60%; KTT 20-30%; GY 10-20%	0	0	0	1	1	0	0	0
B-GY	Gyertyános-bükkös	B 50-70%; GY 20-30%	0	0	0	1	1	0	0	0
B-K	Körises-bükkös	B 50-70%; K 20-30%	0	0	0	1	1	0	0	0
B-EL	Egyéb lomb elegyes-bükkös	B 50-70% EL 20-30% (pl. EH)	0	0	0	1	1	0	0	0
B-F	Fenyő elegyes-bükkös	B 50-70%; F 20-30%	0	0	0	1	1	0	0	0
GY-KTT	Gyertyános-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; GY 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KTT-B	Bükkös-gyertyános-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-60%; GY 10-20%; B 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KTT-CS	Cseres-gyertyános-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-60%; GY 10-20%; CS 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KTT-EL	Egyéb lomb elegyes-gyertyános-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-60%; GY 10-20%; EL 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KTT-F	Fenyő elegyes-gyertyános-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-60%; GY 10-20%; F 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KST	Gyertyános-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; GY 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KST-CS	Cseres-gyertyános-kocsányos tölgyes	KST 50-60%; GY 10-20%; CS 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KST-EL	Egyéb lomb elegyes-gyertyános-kocsányos tölgyes	KST 50-60%; GY 10-20%; EL 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
GY-KST-F	Fenyő elegyes-gyertyános-kocsányos tölgyes	KTT 50-60%; GY 10-20%; F 20-30%	0	0	0	2	2	0	0	0
KTT	Kocsánytalan tölgyes	KTT >=70%	0	0	0	3	2	1	0	0
KTT-CS	Cseres-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; CS 20-40%; (MOT)	0	0	0	3	2	1	0	0
KTT-H	Hársas-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; H 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KTT-MOT	Molyhos tölgyes-kocsánytalan tölgyes	KTT 40-60%; MOT 20-30%; (CS)	0	0	0	3	2	1	0	0
KTT-CS-EF	Cseres-erdeifenyves-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; CS 20-30%; EF 10-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KTT-EF	Erdeifenyves-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; EF 20-30%; (B, GY)	0	0	0	3	2	1	0	0
KTT-EL	Egyéb lomb elegyes-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; EL 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0



Rövid név	Faállománytípus neve	Fafajok aránya az adott FATI-n belül	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Dec.
KTT-EGYF	Egyéb fenyő elegyes-kocsánytalan tölgyes	KTT 50-70%; EF 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST	Kocsányos tölgyes	KST>=70%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST-CS	Cseres-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; CS 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST-HNY	Hazai nyáras-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; HNY 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST-MÉ	Mézgás égeres-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; MÉ 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST-K	Körises-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; K 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST-EL	Egyéb lomb elegyes-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; EL 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
KST-F	Fenyő elegyes-kocsányos tölgyes	KST 50-70%; F 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS	Cseres	CS>=70%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-KTT	Kocsánytalan tölgyes-cseres	CS 50-70%; KTT 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-KST	Kocsányos tölgyes-cseres	CS 50-70%; KST 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-MOT	Molyhos tölgyes-cseres	CS 50-70%; MOT 20-30% (KTT)	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-EL	Egyéb lomb elegyes-cseres	CS 50-70%; EL 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-EF	Erdeifenyves-cseres	CS 50-70%; EF 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-FF	Feketefenyves-cseres	CS 50-70%; FF 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
CS-EGYF	Egyéb fenyő elegyes-cseres	CS 50-70%; EGYF 20-30%	0	0	0	3	2	1	0	0
MOT-VK	Virágos körises-molyhos tölgyes	MOT 40-60%; VK >=30 (CS, KTT)	0	0	0	3	2	1	0	0
MOT-KTT	Kocsánytalan tölgyes-molyhos tölgyes	MOT 40-50%; KTT 20-30% (CS)	0	0	0	3	2	1	0	0
MOT-CS	Cseres-molyhos tölgyes	MOT 40-50%; CS 20-30% (KTT)	0	0	0	3	2	1	0	0
MOT-E	Egyéb elegyes-molyhos tölgyes	MOT 40-50%; Elegyfaj 50-60%	0	0	0	3	2	1	0	0
A	Akác	A>=70%	0	0	0	0	2	2	0	0
A-NNY	Nemes nyáras-akác	A 50-70%; NNY 20-30%	0	0	0	0	2	2	0	0
A-HNY	Hazai nyáras-akác	A 50-70%; HNY 20-30%	0	0	0	0	2	2	0	0
A-EL	Egyéb lomb elegyes-akác	A 50-70%; EL 20-30%	0	0	0	0	2	2	0	0
A-F	Fenyő elegyes-akác	A 50-70%; EGYF 20-30%	0	0	0	0	2	2	0	0
GY	Gyertyános	GY>=70%	0	0	0	2	1	0	0	0
GY-E	Elegyes-gyertyános	GY 50-70%; Elegyfaj 30-50%	0	0	0	2	1	0	0	0
J	Juhar	J>=70%	0	1	2	2	1	0	0	0
J-E	Elegyes-juhar	J 50-70%; Elegyfaj 30-50%	0	1	2	2	1	0	0	0



Rövid név	Faállománytípus neve	Fafajok aránya az adott FATI-n belül	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Dec.
K	Kőrises	K>=70%	0	1	2	3	3	1	0	0
K-T	Tölgyes-kőrises	K 50-70%; T 20-30%	0	1	2	3	3	1	0	0
K-E	Egyéb elegyes-kőrises	K 50-70%; Elegyfajaj 30-50%	0	1	2	3	3	1	0	0
VT	Vörös tölgyes	VT>=70%	0	0	0	3	2	1	0	0
FD	Fekete diós	FD>=70%	0	0	0	2	1	0	0	0
EKL	Egyéb kemény lombos	EKL>=70%	0	0	0	2	1	0	0	0
NNY	Nemes nyáras	NNY>=70%	0	0	2	2	1	0	0	0
NNY-HNY	Hazai nyáras-nemes nyáras	NNY 50-70%; HNY 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
NNY-A	Akácós-nemes nyáras	NNY 50-70%; A 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
NNY-EL	Egyéb lomb elegyes-nemes nyáras	NNY 50-70%; EL 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
NNY-F	Fenyő elegyes-nemes nyáras	NNY 50-70%; F 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
NFÜ	Nemes fűzes	NFÜ>=70%	0	0	2	2	1	0	0	0
NFÜ-E	Elegyes-nemes fűzes	NFÜ 50-70%; Elegyfajaj 30-50%	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY	Hazai nyáras	HNY>=70%	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY>NNY	Nemes nyáras-hazai nyáras	HNY 50-70%; NNY 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY-A	Akácós-hazai nyáras	HNY 50-70%; A 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY-KST	Kocsányos tölgyes-hazai nyáras	HNY 50-70%; KST 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY-EL	Egyéb lomb elegyes-hazai nyáras	HNY 50-70%; EL 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY-BO	Borókás-hazai nyáras	FRNY, SZNY 60-80% BO 10-30% (EL)	0	0	2	2	1	0	0	0
HNY-F	Fenyő elegyes-hazai nyáras	HNY 50-70%; F 20-30%	0	0	2	2	1	0	0	0
FÜ	Fűzes	FÜ>=70%	0	0	2	2	1	0	0	0
FÜ-E	Elegyes-fűzes	FÜ 50-70%; Elegyfajaj 30-50%	0	0	2	2	1	0	0	0
MÉ	Mézgás égeres	MÉ>=70%	1	2	3	1	0	0	0	1
MÉ-E	Elegyes-mézgás égeres	MÉ 50-70%; Elegyfajaj 30-50%	1	2	3	1	0	0	0	1
H	Hársas	H>=70%	0	0	0	0	1	2	1	0
H-E	Elegyes-hársas	H 50-70%; Elegyfajaj 30-50%	0	0	0	0	1	2	1	0
NYI	Nyíres	NYI>=70%	0	0	0	2	3	1	0	0
NYI-E	Elegyes-nyíres	NYI 50-70%; Elegyfajaj 30-50%	0	0	0	2	3	1	0	0
ELL	Egyéb lágy lombos	ELL>=70%	0	0	0	2	2	1	0	0

Rövid név	Faállománytípus neve	Fajok aránya az adott FATI-n belül	Jan.	Febr.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Dec.
EF	Erdeifenyves	EF>=70%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-B	Bükkös-erdeifenyves	EF 50-70%; B 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-GY-KTT	Gyertyános-kocsánytalan tölgyes-erdeifenyves	EF 50-60%; KTT 20-30%; GY 10-20%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-T	Tölgyes-erdeifenyves	EF 50-70%; KTT 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-CS	Cseres-erdeifenyves	EF 50-70%; CS 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-A	Akácós-erdeifenyves	EF 50-70%; A 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-EL	Egyéb lomb elegyes-erdeifenyves	EF 50-70%; EL 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
EF-F	Fenyő elegyes-erdeifenyves	EF 50-70%; F 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
FF	Feketefenyves	FF>=70%	0	0	1	1	3	2	1	0
FF-CS	Cseres-feketefenyves	FF 50-70%; CS 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
FF-T	Tölgyes-feketefenyves	FF 50-70%; MOT 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
FF-EL	Egyéb lomb elegyes-feketefenyves	FF 50-70%; EL 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
FF-F	Fenyő elegyes-feketefenyves	FF 50-70%; F 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
LF	Lucfenyves	LF>=70%	0	0	1	1	3	2	1	0
LF-B	Bükkös-lucfenyves	LF 50-70%; B 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
LF-EL	Egyéb lomb elegyes-lucfenyves	LF 50-70%; EL 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
LF-F	Fenyő elegyes-lucfenyves	LF 50-70%; F 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0
VF	Vörös fenyves	VF>=70%	0	0	1	1	3	2	1	0
EGYF	Egyéb fenyves	EGYF>=70%	0	0	1	1	3	2	1	0
EGYF-E	Elegyes-egyéb fenyves	EGYF 50-70%; EL 20-30%	0	0	1	1	3	2	1	0

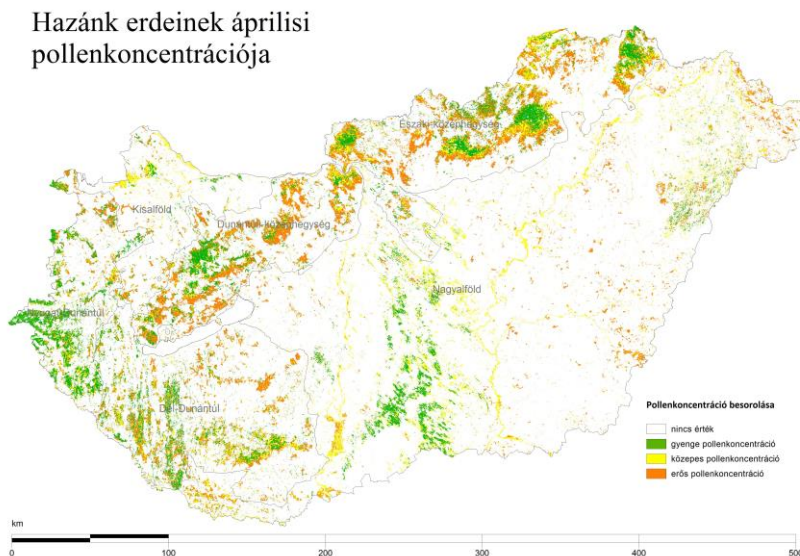
Az Adattárban hivatalosan nyilvántartott 101 darab faállománytípus besorolását ezután fedvénybe hoztuk a NÉBIH országos erdőterkép geo-adatbázisával. Minden egyes faállománytípust, amelyet korábban megfeleltettünk az adott pollenneptári állapotnak (országos modellterképek) leosztályoztuk az adott hónap pollenkoncentráció értékével.

Az országos faállománytípus adatok az Adattár adatai alapján minden este frissülnek, ami a NÉBIH Erdőterkép nyilvántartásában is folyamatosan megjelenik. Az időrendbe fűzött modellterképek egy vizuális pollenneptárt alkotnak. A pollenneptári térképek felbontása módosítható, így országos, regionális vagy helyi felbontásban is megjelenítheti a december-júliusi időszakban pollent kibocsátó erdőrészeket.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

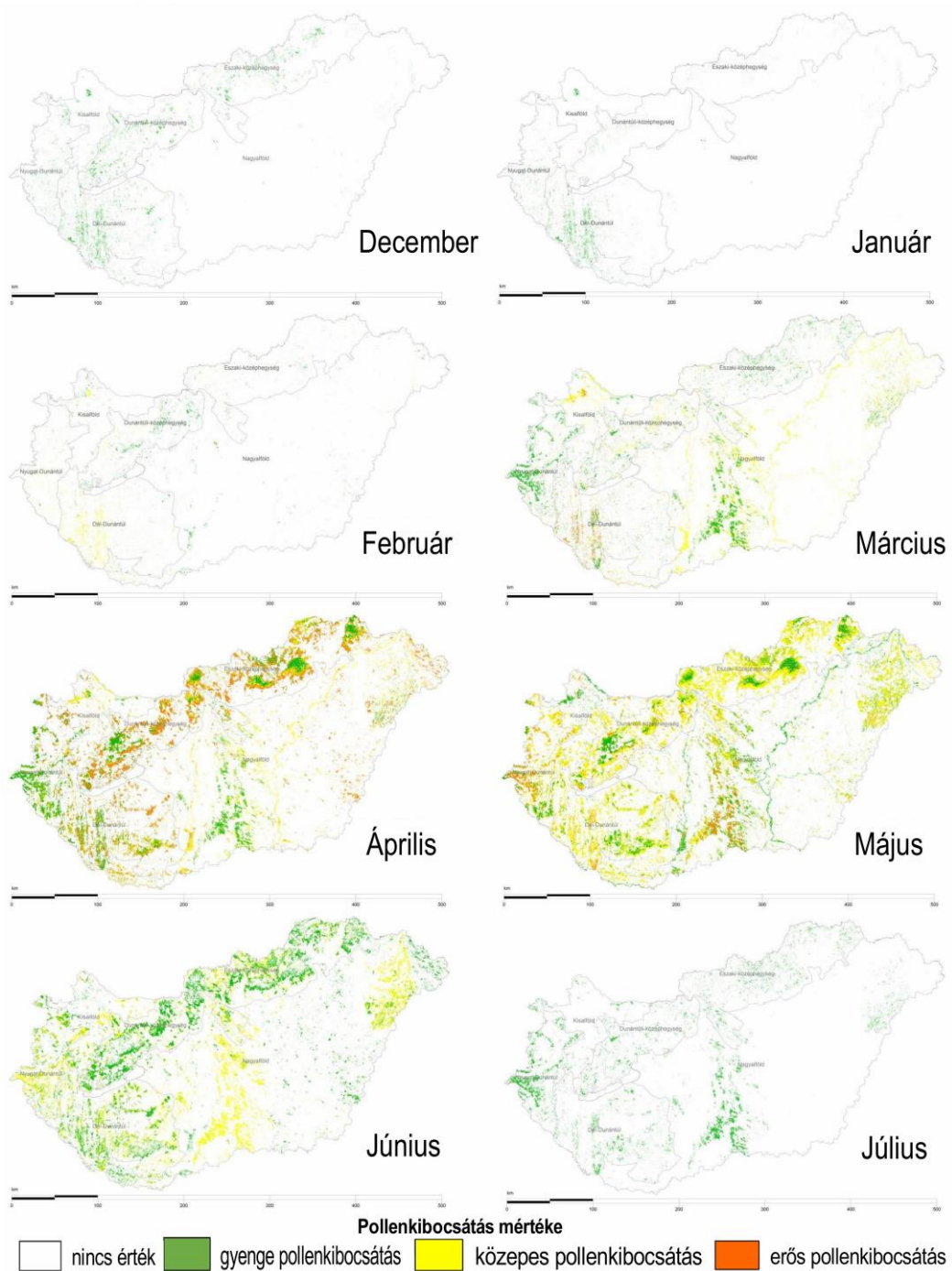
Az összehasonlítás során a 2017. július 6-ai erdőállapot adatokra készítettük el a faállománytípusok pollen kibocsátás szerinti besorolását. Az Adattár erdőpoligonjai, valamint azok faállománytípusai évente változnak az erdőtervezéstől függően. Mivel a változás mértéke elenyésző, ezért az állományadatokat statikusnak lehet tekinteni. A pollen kibocsátás térkép-fedvényei alá az erdészeti nagytájak kerültek megjelenítésre, mint a domborzati viszonyokról tájékoztató fedvény.

A fent leírt besorolás és osztályozási eljárás során a decemberi állapottól indulóan minden hónapban jellemző pollenkoncentráció alapján besorolt erdőrészek országos eloszlásáról modell térképeket is készítettünk, amelyek országos képet alkotnak a nyilvántartott erdők virágzásáról, közvetve azok pollen kibocsátásáról. Fontos kitérni arra, hogy a decemberben virágzó fajok közül a nyírfélék családjába (*Betulaceae*) tartozó éger (*Alnus glutinosa*) jelenléte ugyan nem túl nagy az országban, de fontosnak találtuk, hogy térkép készüljön a decemberi pollen kibocsátásról. Az égeresek közül a mézgás égerest, valamint az elegyes-mézgás égeres állományokat vettük be a térképi ábrázolásba. A közönséges mogoró (*Corylus avellana*) esetében a jövőben fejlesztési igény van rá, hogy az erdőrészeleíró lapok megjegyzés mezőjére futtatott lekérdezés során szintén kimutathatók legyenek azok az erdőrészek, melyekben közönséges mogoró található. Itt meg kell jegyezni, hogy országos szinten a cserjefajok leírása nem egyöntetű.



2. ábra: Áprilisi pollen kibocsátás országos eloszlása a 2015-évi ÁNTSZ pollenjelentés alapján (NÉBIH-EI 2018).

Figure 2: Distribution of pollen emissions of Hungarian forests in April based on the 2015 ÁNTSZ Pollen Report (NÉBIH-EI 2018).



3. ábra: Pollenkibocsátás országos eloszlása a 2015-évi ÁNTSZ pollenjelentés alapján (NÉBIH-EI 2018).
 Figure 3: Distribution of pollen emissions of Hungarian forests based on the 2015 ÁNTSZ pollen report (NÉBIH-EI 2018).

Az Adattár állapotadatainak megfelelő kimutatások térképi fedvények formájában is elérhetők a (NÉBIH) Erdészeti Igazgatóság által működtetett országos erdőterképen (URL 4). Az Adattár napi frissítései révén folyamatosan frissülnek a térképi alakzatok, valamint a hozzájuk tartozó faállománytípus adatok. Kiragadva a 2015. év áprilisi pollenkoncentrációt szemléltető térképet (2. ábra) szembetűnő, hogy hazánk erdeinek virágzása áprilisban érte el a maximumát, majd fokozatosan csökken július végéig, amint azt a mellékelt ábrák is mutatják az általunk készített modell (3. ábra) szerint.

A szakirodalmi hivatkozások szerint az erdei növényfajok virágzása éves szinten igen hasonló, és az átlagosnak tekintett időjárású évek közötti ingadozás rendszerint kismértékű. Elemezve a virágzás szempontjából meghatározó 2015-évi meteorológiai paramétereket elmondható, hogy a vizsgált év éves középhőmérséklete az 1901-óta mért meteorológiai adatok alapján a harmadik legmelegebbnek bizonyult (OMSZ 2016). Az Országos Meteorológiai Szolgálat a 2014-es évben szintén igen magas éves középhőmérsékleti adatot közölt, tehát a pollenjelentésben vizsgált év követte az átlagnál melegebb trendet, és 2015-ben az éves középhőmérséklet lineáris trendjének növekedése az elmúlt harminc évhez képest +1,54 °C-ot mutat.

3. táblázat: 2012-2015-évi pollenkoncentráció adatok összehasonlítása a NÉBIH Adattár alapján február-március hónapokban (NÉBIH 2017).

Table 3: Comparison of 2012-2015 pollen concentration data by the NÉBIH Data Inventory in February-March (NÉBIH 2017).

Pollenkoncentráció (db erdőrészet)					
hónapok	évek	nincs adat	gyenge pollenkoncentráció	közepes pollenkoncentráció	erős pollenkoncentráció
Február	2012	495 821	22 894	-	-
	2015	479 223	16 598	22 894	-
Március	2012	285 610	109 379	6 784	116 942
	2015	349 178	61 060	85 583	22 894

A 2015. évet megelőzően 2012-ből állnak rendelkezésre pollen adatok. Ha a 2012-évi adatokat összehasonlítjuk a 2015-évi pollenjelentéssel (3. táblázat), akkor a virágzás intenzitásában jelentős szórás figyelhető meg a kora tavaszi időszakban. Január és február hónapok szinte teljesen kiesnek a pollenkibocsátás tekintetében. A virágzó fajok esetében 2012 februárjában még nem volt jelentős a pollenkibocsátás. A februári középhőmérséklet az 1981-2010 közötti átlaghoz képest 4,6 °C volt alacsonyabb, amely a késői igen fagyos időjárás következményének tekinthető 2012-ben. Ugyanakkor márciusra jellemző enyhe januárral kezdődött a 2012-es év, amely kedvezett volna a nyír és a mogyoró virágzásának, de ennek ellenére csak február végén, március elején kezdtek nyílni a korán virágzó fajok. Az átlagnál melegebb időjárás következtében márciusban intenzívebb virágzás következett be. Márciusban az erdei fa virágzását a 30 éves (1981-2010) átlagos adatokhoz képest

kimagasló napfénytartam is segítette. A szélirány relatív gyakoriságát tekintve a Pestszent-lőrinci mérések alapján megállapítható, hogy nőtt az ÉNy-i irányú szélgyakoriság 2012-ben, feltehetően a jelentős februári hideg északi ciklonok miatt. Emellett a január bizonyult a legszelesebb hónapnak, mely a pollenszórás adatait szintén befolyásolta.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a modellterképekhez felhasznált pollenkibocsátási adatok a sok éves átlaghoz viszonyított fenti eltérés miatt valószínűleg jelentős hibával terheltek. Növeli a bizonytalanságot, hogy a pollen adatok jelenleg statikus elemei a modellnek, amit a rendszer fejlesztésének keretében javítani szükséges.

ÖSSZEFOGLALÁS

A modellterképek jól szemléltetik a fajok átlagos virágzási jellemzőit és a pollennaptári állapotnak megfelelően decembertől júliusig megmutatják az egyes hónapokban számottevő mennyiségű pollent kibocsátó erdőrészeket. A pollentérképek használatával információkat kaphatunk az erdőterületek virágzási folyamatairól, ami alapján könnyebben becsülhető lehet az erdőállományok termőképessége. Amennyiben megoldható lesz a pollenadatok folyamatos aktualizálása, akkor a virágzási adatok alapján pontosabban becsülhető lehet az adott évi magtermés mértéke, területi eloszlása. Az állományalkotó fajok – bükk, ill. tölgy és nyár fajok – esetében minden évben magas a szaporítóanyag felhasználás. A termés előrejelzése, ill. becslése jelenleg nagy bizonytalansággal történik, ami megnehezíti mind a természetes erdőfelújítások, mind a mesterséges erdősisítések tervezését. A pollenkibocsátás modellezése az erdőállományok virágzási kapacitására ad közvetett információt, és ezen keresztül célirányosabban lehet felkészülni a termés begyűjtésére, ill. a természetes felújítások tervezésére is.

A pollenkibocsátási térképek nagy segítséget adhatnak a méhlegeltetés tervezéséhez is. A méhészek számára pollennaptári térképek kiindulási alapot biztosíthatnak a gyűjtés tervezéséhez, a meteorológiai előrejelzések figyelembevételével. A térképek minden felbontásban jól mutatják az adott időszakban virágzó faállománytípusokat, ill. fajok fellelhetőségét, és a várható időjárás függvényében a kaptárak vándoroltatása, szállítása és kihelyezése könnyebben szervezhetővé tehető.

A pollen érzékenyek számára is hasznos lehet hazánk erdeinek pollentérképe. A virágzási időszakban fontos információ, milyen területeket érdemes elkerülniük és mely területeken kisebb a pollenterhelés. A pollennaptári térképekkel előre felkészülhetnek a lakóhelyük közelében várható, számukra érzékenységet okozó fajok pollenkibocsátásának kezdetére, ezáltal a gyógyszeres megelőzés időben történő megkezdésére. Könnyen nyomon követhető például, hogy a tél végén, tavasz elején virágzó fajok száma, gyakorisága és pollenkibocsátása (pl. mogyoró, éger, nyír) jóval kisebb, mint a hazánk egész területén nagy tömegben előforduló tölgyféléké, amelyek szokásos virágzása április-májusra esik.



A térképek alkalmazhatósága további vizsgálatokkal, terepi megfigyelésekkel, helyi mikroklíma adatok beépítésével, valamint pontosított, ill. aktualizált észlelési adatsorok felhasználásával tovább fejleszthető. A vegetáció műholdas megfigyelése az elmúlt időszakban egyre nagyobb hangsúlyt kap a mezőgazdasági kultúrák tanulmányozásában, véleményünk szerint az erdészeti célokra szánt megfigyelésekre is érdemes összpontosítani, hiszen a virágnylás pontos megfigyelése nem csak a kiváló magyar méztermelés hatékonyságát képes növelni, hanem hazánk erdeinek generatív megújuló képességére is hatással van. Távlati cél egy többváltozós modell megalkotása, mely különböző idősorokat (éves, havi, dekád-megoszlásban) vetne össze a hőmérséklet és egyéb időjárási viszonyok figyelembevételével.

Eddig nem állt rendelkezésre olyan adat, amely célirányosan a hazai erdőterületek pollenkoncentrációját mutatta volna be. A modellterképek által biztosított információk tájékoztató jellegűek, s kiemelendő, hogy a 2015-évi pollennaptári virágzási adatokra támaszkodnak, s bár a virágzás időpontja minden évben eltérő lehet a középhőmérséklet függvényében, mégis jó kiinduló alapot adhatnak a jövőbeni kutatásokhoz.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a NÉBIH Erdészeti Igazgatóság által nyújtott technikai segítséget, valamint Wisnovszky Károlynak, hogy lehetővé tette az Országos Erdőállomány Adattár adataival való munkát. A kézirat közlését a 2017-1.3.1- VKE-2017-00022 számú, valamint a VEKOP-2.1.1-15-2016-00166 sz. pályázat támogatta.

IRODALOMJEGYZÉK

- Astinet H. 1989: Quo vadis Waldbaumpollenkorn? Ernstes um den Wald – einmal anders. Selbstverlag, Laudenbach, 61.
- Bartha D. & Mátyás Cs. 1995: Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon. Saját kiadás, Sopron, 223.
- Bordács S. 1994: Virágzásbiológiai megfigyelések kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) egyedeken. Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények 40-41: 53–65.
- Bordács S. 1997: Pedunculate oak (*Quercus robur* L.) seed orchard and clone tests in Hungary. In: Kim C. Steiner (ed): Diversity and Adaptation in Oak Species. Proceedings, II. Conference of IUFRO Working Party on Genetics of Quercus, State College Pennsylvania, USA 12–17 October, 209-216.
- Eriksson N.E. 1978: Allergy to pollen from different deciduous trees in Sweden. An investigation with skin tests, provocation tests and the radioallergosorbent test (RAST) in springtime hay fever patients. Allergy 33(6): 299–309. DOI: [10.1111/j.1398-9995.1978.tb01555.x](https://doi.org/10.1111/j.1398-9995.1978.tb01555.x)
- Fritsch O. 2012: Erdei méhlegelő (Kézikönyv gyakorló méhészek számára). Magánkiadás, Budapest, 430.
- Lin R.Y., Clauss A.E. & Bennett E.S. 2002: Hypersensitivity to common tree pollens in New York City patients. Allergy and Asthma Proceedings 23(4): 253–258.

- Makra L., Juhász M., Borsos E. & Béczi R. 2004: Meteorological variables connected with airborne ragweed pollen in Southern Hungary. *International Journal of Biometeorology*, 49(1): 37–47. DOI: [10.1007/s00484-004-0208-4](https://doi.org/10.1007/s00484-004-0208-4)
- Makra L. 2008: A parlagfű Magyarországon. *Természet Világa* 139(11): 502.
- Makra L., Matyasovszky I., Tusnády G., Wang Y. & Csépe Z. 2016: Biogeographical estimates of allergenic pollen transport over regional scales: Common ragweed and Szeged, Hungary as a test case. *Agricultural and Forest Meteorology* 221: 94–110. DOI: [10.1016/j.agrformet.2016.02.006](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.02.006)
- Makra L., Matyasovszky I., Guba Z., Karatzas K. & Anttila P. 2011: Monitoring the long-range transport effects on urban PM10 levels using 3D clusters of backward trajectories. *Atmospheric Environment* 45: 2630–2641. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2011.02.068](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.068)
- Pjatnickij S.S. 1954. Selection of oaks. Goslesbumisdat, Moscow – Leningrad.
- Wang X.Y., Tian Z.M., Ning H.Y. & Wang X.Y. 2017: The ambient pollen distribution in Beijing urban area and its relationship with consumption of outpatient anti-allergic prescriptions. *European Review for Medical and Pharmacological Sciences* 21 (3 Suppl): 108–115.

ONLINE FORRÁSOK

- URL 1: Országos Magyar Méhészeti Egyesület honlapja <http://mehlegelo.omme.hu> Letöltés ideje: 2018.10.01.
- URL 2: Országos Meteorológiai Szolgálat, Elmúlt évek időjárása 2015. https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/eghajlati_visszatekinto/elmult_evek_idojarasa/ Letöltés ideje: 2018.05.01.
- URL 3: Udvardy O.; Mányoki G.; Magyar D. 2016: ÁNTSZ Aerobiológiai Hálózatának tájékoztatója OKK–OKI 6.old. <http://oki.antsz.hu/files/dokumentumtar/Éves%20jelentés%202015.pdf> Letöltés ideje: 2018.05.01.
- URL 4: Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal honlapja, erdőterkép: <https://erdoterkep.nebih.gov.hu> Letöltés ideje: 2018.05.01.

*Érkezett: 2019. február 1.
Közlésre elfogadva: 2019. június 25.*



Méhkaptárak a Soproni Egyetem Botanikus Kertjében

Az Egyetem Botanikus Kertjében felállított méhes nem csak a Méhészet című tárgy oktatásának gyakorlati helye. Referencia helyként szolgál az Erdőmérnöki Karon folyó biomonitöring kutatásokhoz, valamint lehetőséget nyújt az ún. okos kaptárak fejlesztésére is. Ennek célja, hogy a rendelkezésünkre álló technikai/informatikai megoldásokkal a méhcsalád életét figyelemmel tudjuk kísérni, és a mért paraméterek segítségével annak állapotára (ezáltal az esetleges beavatkozások szükségességére) következtetni tudjunk. Jelenlegi ismereteink alapján a mérhető paraméterek közül elsősorban a szénmonoxid, a hőmérséklet és a hang frekvencia változásai jelezhetik a méhcsalád problémáit.

Fotó és szöveg: Lakatos Ferenc (SOE)

AZ ERDEI VÖRÖSHANGYÁK (FORMICA RUFA CSOPORT) ERDŐVÉDELMI SZEREPE EURÓPÁBAN – SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

Fürjes-Mikó Ágnes¹, Csősz Sándor² és Csóka György¹

¹NAIK Erdészeti Tudományos Intézet Erdővédelmi Osztály, Mátrafüred

²MTA-ELTE-MTM Ökológiai Kutatócsoport

Kivonat

Az erdei vöröshangyák generalista ragadozók. Tömegesen zsákmányolnak különféle herbivor rovarokat, miáltal jelentősen csökkenthetik azok népességét. Az erdei vöröshangya fajok táplálékukat elsősorban a fák lombkoronájában szerzik, ezáltal a lombfogyasztó rovarok számát hatékonyan csökkenthetik. Az európai irodalom meglehetősen tág határokat ad meg az erdei vöröshangyák táplálékspektrumára vonatkozóan. Vizsgálatok alapján az erdei vöröshangyák étrendjének csaknem felét rovarok, többek között erdészeti szempontból „kártévőknek” minősülő fajok teszik ki. Nagy mennyiségben fogyasztják továbbá a különböző növénytetű- és kabócafajok által termelt mézharmatot. A hangyák és a levéltetvek mutualista kapcsolatának a fák egészségét és növekedését érintő szerepe a mai napig nem egyértelműen tisztázott. Az erdei vöröshangya közösségek a talaj összetételére és szerkezetére is kedvező hatást gyakorolhatnak, fészekanyaguk ugyanis nagy mennyiségben és koncentráltan tartalmaz szerves anyagokat. Ezeket a fészekhez közeli fák hasznosítani tudják, ami serkentheti növekedésüket. Jelen közleményben az erdei vöröshangyák erdővédelmi szerepének hazai és európai szakirodalmát tekintjük át.

Kulcsszavak: erdei vöröshangya, erdőegészség, ragadozás, mézharmat, növénytetű-hangya mutualizmus, talajállapot.

ROLE OF RED WOOD ANTS (FORMICA RUFA GROUP) IN FOREST PROTECTION IN EUROPE – A LITERATURE REVIEW

Abstract

Red wood ants are generalist predators. They prey on many insect groups, so may significantly influence their abundance. Species in *Formica rufa* group obtain their food mainly from tree canopies, so they can effectively reduce the herbivore pressure. European literature gives wide ranges for their food spectra. Based on investigations, almost half of their food consists of insects, including species considered “forest pests”. Honeydew of different Hemiptera species also plays an important role in their nutrition. The ant-aphid mutualistic relationship and its impacts on the health of trees and forests have been discussed for a long time. The ants may also have a positive effect on soil since their nest material contains concentrated minerals bound to organic materials. The trees near the nests can utilize these organic nutrients that can result in accelerated growth. In this paper we review the related Hungarian and European literature.

Keywords: red wood ants, forest health, predation, honeydew, aphid-ant mutualism, soil conditions.

BEVEZETÉS

Egyre inkább nyilvánvaló, hogy a kedvezőtlen irányban változó környezeti viszonyok (klímaváltozás, biológiai inváziók) miatt az erdők egészségi állapotában további negatív változások várhatók. E kedvezőtlen folyamatok miatt egyes, tömegesen előforduló fajokra, mint az erdei vöröshangya populációkra várhatóan még az eddig feltételezettnél is jelentősebb szerep fog hárulni az erdők ellenálló- és visszaszerző-képességének visszaállításában, illetve erősítésében (Damien et al 2016, Fernandez-Conradi et al 2017, Jactel et al 2017). Ezek a ragadozók várhatóan kiemelt szerepet fognak játszani a növekvő erdei károk megelőzésében, illetve gyakoriságuk és mértékük csökkentésében.

A hangyák néhány kisebb sziget, valamint a sarkkörön túli területek kivételével a szárazföldeken mindenütt jelen vannak, és az élőhelyek legtöbbszörében domináns szerepet töltenek be. A trópusi erdei közösségekben a hangyák az elhullott rovar tetemek 60%-ának eltávolításáért felelősek, és a ragadozási rátájuk meghaladja a kifejezetten ragadozó életmódra specializálódott pókokét is (Griffiths et al 2017). Szerepük európai közösségekben is kiemelkedő. Becslések szerint gyepeinkben a felszínen gyűjtögető hangyák biomasszájuk kétszázszorosát fogyasztják el (Way & Khoo 1992), melynek túlnyomó többségét rovarok adják. A tevékenységük az erdei életközösségek működésének szempontjából olyannyira meghatározó, hogy a hangyák kísérletes kizárása után nem marad olyan állatcsoport, amely a nagy mennyiségű rovar maradványt képes lenne eltávolítani, így azok nem tudnak visszakerülni a természetes körforgásba (Griffiths et al 2017).

Hazánkban ez idáig 126 hangyafaj előfordulása bizonyított (Csősz et al 2011). A hazai közösségek domináns fajai a vöröshangyák, vagyis a *Formica* s.str. szubgénusz fajai, amelyekről köztudott, hogy tömegesen fogyasztanak fitofág rovarokat. Ezt számos európai, elsősorban közép-európai és északi területekről származó kutatás eredménye igazolja (Adlung 1966, Hölldobler & Wilson 1990, Karhu & Neuvonen 1998). Generalista táplálkozásuk miatt az erdei fákon táplálkozó rovarok széles körét is elejthetik. Mivel territóriumukat intenzíven védik, a területükön található növényeket képesek lehetnek megvédeni/megszabadítani a növényevő rovaroktól.

Jelen közleményben az erdei vöröshangyák erdővédelmi szerepének európai szakirodalmát szándékozunk áttekinteni, jelentős mértékben kibővítve két korábbi szakirodalmi áttekintésünket (Csóka & Csősz 2014, Mikó & Csóka 2016).

GEOGRÁFIA ÉS TAXONÓMIA

A *Formica rufa* csoport egy holarktikus elterjedésű fajcsoport, világviszonylatban 24 fajt sorolunk ide (Goropashnaya et al 2012). Európában mindössze 6 fajuk található (Goropashnaya et al 2004, Fleury et al 2010, Bernasconi et al 2011), amiből hazánkban három faj (a *Formica rufa* (L, 1761), *Formica polyctena* (Foerster, 1850) és a *Formica pratensis* (Retzius,

1783)) fordul elő (Csósz et al 2011). E fajok mindegyike népes, több tízezer dolgozót számoló kolóniákban él, és közös jellemzőjük, hogy növényi törmelékből álló fészekdombot építenek. A *Formica rufa* csoport fajainak fészkében egy vagy több királynő is rakhat tojásokat, a többkirálynős kolóniákat polygin kolóniának is hívják (Fortelius 1993, Pamilo et al 1994, Gyllenstrand et al 2004). Egy kolónia kötődhet egy fészekhez (monodómia) vagy több fészek is tartozhat ugyanazon kolóniákhoz (polidómia), s ilyenkor gyakran a saját királynő, vagy királynők fészkeinek hálózata egy hatalmas szuperkolóniaként funkcionál: a dolgozók nem mutatnak agressziót a szomszédos fészkek lakóival, a táplálékforrás és az utódnevelés is közösen zajlik. Egy sok fészekből álló szuperkolónia kiterjedése és egyedszáma óriásira nőhet. Az európai *Formica lugubris* (Zetterstedt, 1838) szuperkolóniái igen kiterjedtek lehetnek, territóriumuk akár 70 hektáros területet is lefedhet, melyben 1 200 fészek található (Cherix 1980). A hazai erdeinkben is élő *F. rufa* faj esetében nem találkozunk ilyen extrém esetekkel, többnyire egyfészkes kolóniákat alkotnak, de a szuperkolóniáinak kiterjedése sem haladja meg a 11 hangyafészekből álló rendszereket (Dekonick et al 2014). A *F. polyctena* nagy területet lefedő többfészkes kolóniákat alkot, a nagyobb fészkekhez közel kisebb fészkek is megfigyelhetők, amelyeket úthálózat köt össze. A *F. pratensis* elsősorban nyílt füves területen, legelőkön, kaszálókon fordul elő, de fészkei ritkán megfigyelhetők erdőszéleken is. Erre a fajra is jellemző a többfészkes kolóniák létrehozása (Benedek 2012).

A csoport elkülönítésének nehézségeire jó példát szolgáltat a *F. rufa* és a *F. polyctena* fajpár esete. A két faj között a serték és szőrszálak számában van statisztikailag kimutatható morfológiai különbség, tehát külső jellemzők alapján csak nagyon alapos mikroszkópos vizsgálattal különíthetők el (Seifert 1996, 2007). A fajok azonosítását tovább nehezíti az a tény, hogy egyes fajpárok, mint a *F. rufa* és a *F. polyctena*, (Seifert 1999, Seifert et al 2010, Sorvari 2006), vagy a *Formica aquilonia* (Yarrow, 1955) és a *Formica paralugubris* (Seifert, 1996) (Bernasconi et al 2010) egymással könnyen hibridizálódnak. Az utóbbi időkben genetikai módszerek segítségével végeztek vizsgálatokat a fajok azonosítására (Bernasconi et al 2011). Ez a vizsgálat azt az eredményt hozta, hogy a hibridizációs problémáktól eltekintve a már említett 6 európai faj mindegyike különálló fajnak tekinthető, sőt, egy hetedik, morfológiailag a *F. aquilonia*-hoz megtevesztésig hasonlító, úgynevezett kriptikus faj jelenlétére is rámutatott. Ez az új, még leíratlan faj hazánkban nem fordul elő. Az említett európai taxonok csekély morfológiai eltérések mellett viselkedési jellemzőikben nagyon is eltérnek egymástól (Fleury et al 2010), és egyes kolóniák faji azonosítása a terepi, viselkedési vizsgálatok során gyakran könnyebben elvégezhető, mint a laborban, mikroszkóp alatt. A hibridek, illetve a kevert fajú egyedekből álló kolóniák nem csak morfológiai jellegeikben, hanem viselkedési vonásaikat tekintve is köztes helyet foglalnak el. Megfigyelték, hogy a *F. rufa* és *F. polyctena* nem csak hibrid utódokat hozhat létre, hanem allometrózis (különböző fajú egyedek együttes előfordulása egyazon kolóniában) is megfigyelhető náluk. Ezt a jelenséget elárvult, eltévedt egyedek befogadása mellett leginkább idegen fajba tartozó királynők adoptálása okozhatja (Czechowski 1996).

AZ ERDEI VÖRÖSHANGYÁK FŐBB TÁPLÁLÉKFORRÁSAI

Az erdővédelmi szempontból jelentős vöröshangyafajok többsége mindenevő, általában a növényekhez kapcsolódó, növényeken található táplálékot fogyasztják (Way & Khoo 1992). Az erdei vöröshangyák legjelentősebb táplálékai a rovarok és a mézharmat. A rovarokkal való táplálkozás késő tavasszal, kora nyáron történik, mert a hangyáknak ebben az időszakban van a legnagyobb szükségük fehérjére az utódgondozás sikere érdekében (Punttila et al 2004). A tavaszi intenzív rovarfogyasztást Ferrante és munkatársai (2014) is megfigyelték. Ez az időszak egyébként egybeesik a lomb- és a tűlevélfogyasztó rovarlárvák (lepkehernyók, levéldarázs lárvák) tömeges megjelenésével. Késő nyáron inkább mézharmattal táplálkoznak (Carroll & Janzen 1973), illetve akkor is, ha egyéb táplálék nem áll rendelkezésre (Way 1963). Az erdei vöröshangyák általában abbahagyják a mézharmat gyűjtését, amikor valamelyik rovar népsége ugrásszerűen megnövekszik (Wellenstein 1952).

Győrfi (1957) szerint legnagyobb mértékben, 45%-os arányban rovarokat, 42%-ban levéltetű-váladékot (mézharmat), 6%-ban kiszivárgó nedveket, 4%-ban magvakat, 3%-ban pedig gombákat és egyéb táplálékot fogyasztanak. Eidmann (1926) németországi (Babenhäusen) vizsgálatai alapján az általuk fogyasztott állatok 42%-a erdészeti szempontból kártévőnek minősülő, 28%-a erdészeti szempontból közömbös, 16%-a erdészeti szempontból hasznos rovar, a maradék 14% nem meghatározható rovar. Wellenstein (1952) szerint táplálékuk 62%-a mézharmat, 33%-a rovar és 5%-a gyanta, gomba, állati tetemek és magok. Skinner (1980) szerint a táplálékigényük 70%-át a mézharmat teszi ki, ugyanakkor hangsúlyozza, hogy táplálék összetételük elsősorban attól függ, hogy milyen potenciális táplálék van nagy mennyiségben elérhető közelükben. Ezek az arányok jelentősen eltolódhatnak, például egy-egy táplálékul szolgáló rovar tömeges megjelenésekor, vagy ha a táplálékforrás közvetlenül a fészkek közelében van, mert így nagyobb energia befektetés nélkül is táplálékhoz juthatnak. A hangyák nem mindegyik életciklusukban igényelnek nagy mennyiségű mézharmatot (Punttila et al 2004). Számukra léteznek alternatív cukorforrások is (pl. florális és extrafloralis nektár), tehát a hangyák nincsenek mindig rászorulva a levéltetvek mézharmatára, bár számukra kétségkívül ez az egyik legjobb módja a táplálék biztosításának.

AZ ERDEI VÖRÖSHANGYÁK ROVARPREDÁCIÓJA

Az erdei vöröshangyák kiemelkedő erdővédelmi szerepének egyik oka, hogy nagyon nagy területen tudnak szuperkolóniákat létrehozni, így populációjuk igen népes lehet (Punttila et al 2004). A közösségekre gyakorolt hatásukat tovább fokozza, hogy éjjel és nappal is aktívak, és a táplálékul szolgáló rovarok minden fejlődési alakját, az erdő szinte minden szintjében zsákmányolják (Way 1963). Méretükből adódóan is előnyt élveznek, mert a nagyobb méretű hangyák jellemzően nagyobb rovarokat ejtenek el (Savolainen 1990). Ered-

ményességüket tovább fokozza, hogy egy fészek éveken át egy helyen van, közvetlen kapcsolatban a körülötte található fákkal, ezáltal stabil táplálékszerzési rendszer tud kialakulni (Holt 1955).

Az erdei vöröshangyák generalista ragadozók, így más ízeltlábúak számát nagymértékben képesek csökkenteni az adott területen (Horák 2014). Ha több rovar pusztítanak el, mint amennyit a kolónia egyedei képesek elfogyasztani, akkor elraktározzák azokat. Az erdőben, tarrágás közben zölden maradó facsoportok (zöld szigetek) kialakulása mögött is az erdei vöröshangyák tevékenysége rejlik (Voute 1942). Valamilyen herbivor rovar tömeges fellépése során, a hangyafészkek vonzaskörzetében kevésbé károsított erdőfoltok figyelhetők meg, melyek a hangyák védelmének köszönhetően a nem, vagy csak kis mértékben károsodott lombkorona miatt zöldek maradnak. Győrfi (1957) ezeket a területeket „hangyabozótnak” nevezi. A hangyák predációja tehát kimutathatóan csökkenti a lombfogyasztó rovarok népességét, ennek köszönhetően a fák lombkoronájában kisebb mértékű lombvesztés következik be (Laine & Niemelä 1980, Niemelä & Laine 1986, Karhu 1998, Karhu & Neuvonen 1998, Punttila et al 2004). A fészkektől távolodva, a hangyakolónia territóriumának széle felé, a lombvesztés mértéke folyamatosan növekszik (Adlung 1966). Ha viszont több kolónia territóriuma között átfedés van (pl. szuperkolóniák), akkor jóval kevesebb olyan terület van, ahol a növényekkel táplálkozó rovarok látványos lombvesztést okozhatnak.

Nem csak a hangyák aktív táplálékszerzése, de önmagában a hangyák jelenléte is védelmi funkcióval szolgálhat. Maňák (2014, 2015) kutatásai során megfigyelte, hogy az erdei vöröshangya (*F. rufa* csoport) fészkek közelében a nagy fenyőormányos (*Hyllobius abietis*) imágóinak károsítása kisebb, mert a hangyák jelenlétükkel zavarják az ormányos táplálkozását.

Annak ellenére, hogy az erdei vöröshangyák predációja széles körben kiterjed az erdei rovarokra, viszonylag kevés konkrét fajra vonatkozó adat áll rendelkezésre. Lepkék, legyek, bogarak, levéldarazsak, kabócák, poloskák, szöcskék és még sok más rovar mellett pókok és százlábúak is táplálékkul szolgálhatnak számukra (Győrfi 1957, Adlung 1966). Bár a kemény, erősen kitinizált bogarakat és a szőrrel fedett lepkehernyókat nem tudják szájszerükkel megsebesíteni, hangyasavjuk segítségével a hangyák a cserebogarakat is képesek elpusztítani (Wellenstein 1957). A bogarak elejtésére vonatkozóan kevés információ áll rendelkezésre, egy közlemény említi, hogy néhány szúfaj is (*Dendroctonus micans*, *Orthotomicus erosus*, *Ips sexdentatus*, *Ips typographus*) szerepel zsákmány állataik között (Cilibircioğlu & Ünal 2012).

A megfigyelések alapján az erdei vöröshangyák nagyon nagy mennyiségben fogyasztják az erdészeti szempontból károsító rovarokat, azonban a számszerűsített adatok igen eltérőek. Az erdei vöröshangyák, különösen a *F. rufa* nagyon sok esetben fenyővel elegyes erdőben fordul elő, ezáltal fenyőféléken élő rovarokat fogyaszthatnak, melyek gradációjakor a hangyák táplálékának akár 90%-át is kitehetik (Bruns 1954). Egy közepes méretű *F. polyctena* kolónia egy év alatt 8 000 000 rovarot ejtethet el (Wellenstein 1952). Az erdei vöröshangyák (*F. polyctena*) a fenyőbagoly (*Panolis flammea*) tojást rakó egyedeit, a fán és a talajon található lárváit, és a talajban található bábjaikat is elpusztítják (Way & Khoo 1992).

Mabelis 1979-ben számolt be arról, hogy araszoló lárvák (Geometridae) leptek el galagonya bokrokat. Néhány nap alatt az erdei vöröshangyák (*F. polyctena*) útvonalat építettek ki, és szinte teljesen rovarmentessé tették ezeket a bokrokat.

Lucfenyő-levéldarazsak (*Pristiphora abietina*) esetében, egy 200 000 dolgozóból álló *F. rufa* kolónia 1000–10 000 lárvát gyűjt naponta, egy 500 000 dolgozóból álló kolónia akár 100 000 darabot is. Egy 4 hetes gradáció során 1 000 000 lárvát is képesek kolóniánként összegyűjteni, ez az érték a kolónia méretétől függ (Bruns 1954). Rust (1958) szerint tölgyilonca (*Tortrix viridana*) károsítása során 400 kolónia több mint egymillió hernyót, és ezen kívül egyéb rovarokat is képes elfogyasztani. Hasonlóan ez előző esethez, egy 600 fészekből álló erdei vöröshangya szuperkolónia naponta 1 000 000 kis téliaraszoló (*Operophtera brumata*) és tölgyilonca (*Tortrix viridana*) lárvát gyűjt össze (Rust 1958). Fenyőbagoly (*Panolis flammea*) erős gradációjakor az első hetekben az erdei vöröshangyák 112 000 lárvát fogtak (Behrmdt 1933, 1934), ami a többi adathoz viszonyítva kevés, bár ezt jelentősen befolyásolja a kolóniák mérete, a kártevőnek minősülő rovarok denzitása az adott területen, valamint ezeknek a rovaroknak a nagysága is.

Inozemtsev (1974) véleménye eltér számos kutatóétól azzal kapcsolatban, hogy az erdei vöröshangyák milyen mértékben generalisták, ugyanis szerinte a *F. rufa* válogat a táplálékforrások közül, a lepkék (Lepidoptera) és bogarak (Coleoptera) rendjébe tartozó rovarokat kedveli, és kevésbé kedveli a csigákat (Gastropoda), pókokat (Araneae), ugróvillásokat (Collembola), egyenesszárnyúakat (Orthoptera), hangyákat (Formicinae) és a félfedelesszárnyúakat (Hemiptera).

Az erdei vöröshangyák táplálékában kisebb arányban vannak jelen a ragadozó rovarok. Ennek nagy valószínűséggel az az oka, hogy az általában gyorsan mozgó ragadozókra nehezebb vadászniuk, mint a lassúbb fitofág rovarokra (Hartner 1994). Ugyanakkor megemlíthető, hogy generalista tulajdonságuk ellenére kisebb méretű rovarokat nem támadnak meg. Saját megfigyeléseink szerint pl. a tölgy-csipkésposloska (*Corythuca arcuata*) tojásait, lárváit és imágóit akkor sem fogyasztották, amikor azok nagy számban voltak jelen, és közvetlen érintkezésbe kerültek a hangyákkal.

Eidmann (1926) megfigyelései alapján a hangyafészkekben (*F. rufa* csoport) nagyon sok bogárfaj maradványa megtalálható (pl. Melolonthidae, Carabidae család fajai), azonban nem egyértelmű, hogy valóban a hangyák ölték meg őket, vagy a már elpusztult egyedeket szállították a fészkekbe. Megfigyeltük, hogy akár még kisebb hullóket (pl. egy kb. 20 cm hosszú lábatlan gyíkot) is képesek elejteni.

A környezeti viszonyok nagymértékben befolyásolják az erdei vöröshangyák predációs aktivitását. Mivel ezek a fajok aktivitásukban erősen hőmérsékletfüggőek, a mérsékelt övben télen, vagy hűvös időben inaktívak (Adlung 1966, Greathead 1976). A túl alacsony hőmérséklet általában akadályozza a hangyák zsákmányszerzését. A Fekete-erdő hegyvidéki területein például egy *F. polyctena* kolónia nem táplálkozott fenyőtükrösmoly hernyókkal (*Epinotia tedella*). A moly lárvája ugyanis akkor tartózkodik a lucfenyők ágain, amikor a hangyák számára a hőmérséklet még túl alacsony ahhoz, hogy azok vadászni tudjanak.

1. táblázat: Néhány erdővédelmi jelentőségű herbivor rovarfaj hangya ragadozóí.

Table 1: Ant predators of some forest insect pests.

Rend	Család	Zsákmány	Hangyafaj	Fafaj	Stádium	Forrás
Hymenoptera	Diprionidae	<i>Diprion pini</i>	<i>F. poly</i>	<i>Pinus</i>	L	1, 2, 3
		<i>Gilpinia frutetorum</i>	<i>F.r. csop</i>		L	3
		<i>Gilpinia pallida</i>	<i>F.r. csop</i>		L	3
		<i>Neodiprion sertifer</i>	<i>F.r.</i>	<i>Picea</i>	L	4, 5
	<i>F.r. csop</i>		<i>Picea</i>	L	6	
	Pamphiliidae	<i>Cephalcia abietis</i>	<i>F. poly</i>	<i>Picea</i>	L, I	7
		<i>Neurotoma flaviventris</i>	<i>F.r. csop</i>		L	3
	Tenthredinidae	<i>Mesoneura opaca</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Quercus</i>	L	SA
		<i>Pachynematus scutellatus</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Larix</i>	L	8
		<i>Pristiphora abietina</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Pinus</i>	L, B	9, 10, 11
			<i>F. poly</i>	<i>Pinus</i>	L	12
	Lepidoptera	Coleophoridae	<i>Coleophora laricella</i>	<i>F. lug</i>	<i>Larix</i>	B, I
<i>F. nigr</i>				<i>Larix</i>	L	14
Erebidae		<i>Calliteara pudibunda</i>	<i>F. poly</i>	<i>Fagus</i>	L	15
			<i>F. poly</i>	<i>Quercus</i>	L	16, SA
		<i>Lymantria dispar</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Quercus</i>	L	17, SA
			<i>Lymantria monacha</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Picea, Pinus</i>	B
<i>F. poly</i>					16	
Geometridae		<i>Bupalus piniarius</i>	<i>F. poly</i>	<i>Pinus</i>	L, B, I	3, 16, 19, 20
		<i>Entephria caesiata</i>	<i>F.r. csop</i>		L	21
			<i>F. aqu</i>	<i>Betula</i>	L	22, 23, 24, 25, 26
		<i>Epirrita autumnata</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Betula</i>	L	27
			<i>F.r. csop</i>		L	28, 29, 30, SA
Lasiocampidae		<i>Dendrolimus pini</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Pinus</i>	L	20, 31
Noctuidae		<i>Panolis flammea</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Pinus</i>	L, I	7, 15, 32, 33, 34
Notodontidae		<i>Thaumetopoea pityocampa</i>	<i>F.r.</i>	<i>Pinus</i>	I	13, 35
Tortricidae		<i>Tortrix viridana</i>	<i>F.r. csop</i>	<i>Quercus</i>	L	36, 37, 38, 39, SA
Coleoptera	Curculionidae	<i>Dendroctonus micans</i>	<i>F. r.</i>	<i>Picea</i>	I	40
		<i>Orthotomicus erosus</i>				
		<i>Ips sexdentatus</i>				
		<i>Ips typographus</i>				

Rövidítések/Abbreviations: *F. poly*- *Formica polyctena*; *F.r. csop*- *Formica rufa* csoport/group; *F. r.*- *Formica rufa*; *F. lug*- *Formica lugubris*; *F. nigr*- *Formica nigricans*; *F. aqu*- *Formica aquilonia*

A stádiumok rövidítései- L-lárva, B-báb; I-imágó

A hivatkozott irodalmi források rövidítései - **1:** Goesswald 1940; **2:** Wellenstein 1954; **3:** Eidmann 1926; **4:** Bruns 1954; **5:** Bruns 1958; **6:** Egger 1990; **7:** Wellenstein 1957; **8:** Voute 1951; **9:** Bruns & Schrader 1955; **10:** Kolonits 1968; **11:** Lindstedt et al 2006; **12:** Kaitaniemi et al 2007; **13:** Pavan 1961; **14:** Schwenke 1957; **15:** Zobelein 1957; **16:** Wellenstein 1959; **17:** Györfi 1957; **18:** Wellenstein 1942; **19:** Goesswald 1941; **20:** Goesswald 1951; **21:** Linnaluoto & Koponen 1980; **22:** Laine & Niemelä 1980; **23:** Niemelä & Laine 1986; **24:** Karhu 1998; **25:** Punttila et al 2004; **26:** Karhu & Neuvonen 1998; **27:** Riihimäki et al 2005; **28:** Rust 1958; **29:** Skinner 1980; **30:** Skinner & Whittaker 1981; **31:** Weckwerth 1952; **32:** Behrmdt 1933; **33:** Behrmdt 1934; **34:** Singersberger & Marcus 1937; **35:** Pavan 1951; **36:** Koenig 1956; **37:** Goesswald 1958; **38:** Otto 1958; **39:** Otto 1959; **40:** Cilbirioğlu & Ünal 2012; **SA:** saját adat



Adlung (1966) olyan esetről is beszámolt, amikor az erdei vöröshangyák annak ellenére sem fogyasztottak lucfenyő-levéldarázs (*Pristiphora abietina*) lárvákat, amikor ezresével voltak jelen a fészkek körül. Erdeifenyő-araszoló (*Bupalus piniarius*) esetében is történt ilyen, a *F. rufa* hangyák jelenléte ellenére sem történt predáció (Zoebelin 1954), pedig ezt a fajt a *F. rufa* csoport összes tagja zsákmányolja (Goesswald 1941, 1951, Wellenstein 1959). A hőmérséklet tehát nagymértékben befolyásolja az erdei vöröshangyák táplálkozási és zsákmányszerzési aktivitását. Néhány növény kémiai összetételének megváltozása is okozhatja a zsákmányolás csökkenését. Az erdei fenyők gyantasavat tartalmaznak, amennyiben ez a savtartalom magasabb koncentrációban van jelen, a hangyák kevésbé preferálják a fenyőn táplálkozó rovarokat (Larsson et al 1986).

Az 1. táblázatban összefoglaljuk azokat a szakirodalmi forrásokat, amik erdővédelmi jelentőségű rovarfajokat, és az azokat ragadozó erdei vöröshangya fajokat említenek.

A HANGYA-NÖVÉNY-LEVÉLTETŰ KAPCSOLAT

A hangyák leginkább közismert mutualista kapcsolata a Hemiptera fajokkal fenntartott viszony. Erdővédelmi szempontból azonban a legjelentősebb az erdei vöröshangyák és a levél-, valamint kéregtetvek közti kapcsolat. A hangyák csak ritkán táplálkoznak ezekkel a rovarokkal (Skinner 1980), viszont a mézharmatukat és egyéb mirigyváladékait rendszeresen fogyasztják (Way & Khoo 1992). A kapcsolat mindkét fél számára pozitív (Way 1963), mert a hangyák a táplálékhoz jutásuk közben megvédik a növénytetveket a különböző parazitoidoktól és predátoroktól (Hölldobler & Wilson 1990, Schmutterer 1956), sőt ezáltal a növények is védelmet élveznek a hangyák jelenléte miatt (Beattie 1985). A hangyák szerepe azonban nem korlátozódik pusztán a védelemre. A mézharmat eltávolításával higiéniailag is fontos szerepet töltenek be, mert a felhalmozódó cukros váladék a kórokozók, például gombák elszaporodásának melegágya (Nielsen et al 2009). Arra csak a legutóbbi években derült fény, hogy a *F. rufa* csoport tagjai, a *F. polyctena*, a *F. pratensis* és a *F. rufa* képesek felismerni a rovarpatogén gombával (*Beauveria bassiana*) fertőzött levéltetű egyedeket, és azokat haladéktalanul el is távolítják a telepekről, meggátolva a fertőzés tovaterjedését. Ezek a fajok tehát aktívan hatást gyakorolnak a levéltetű kolóniák állapotára (Novgorodova & Kryukov 2017). Léteznek olyan valódi levéltetűfajok is (pl. *Lachnus taeniatoides*, *Anuraphis farfarae*, *Byrsocrypta caerulescens*), melyek a hangyák segítségével nem tudnak ürülékük-től megszabadulni (Györfi 1957).

Az erdei vöröshangyák agresszív viselkedése megmutatkozhat a mézharmattal való táplálkozással kapcsolatban is, hiszen képesek megakadályozni, hogy más rovar mézharmatot gyűjtsön a fákról (Karhu 1998). A katicabogárfélékkel szemben ez a viselkedés mind az imágók, mind a lárvák ellen megfigyelhető. A vöröshangya addig üldözi az ellenséget, míg meg nem öli, vagy az menekülésként le nem dobja magát a növényről. Ennek eredményeképp a katicabogárfélék csak akkor próbálkoznak a hangyák által gondozott levéltetű

telepeken táplálkozni, amikor a nem gondozott levéltetvekből hiány lép fel. Számos katicabogár-féle rendelkezik valamilyen védekezési stratégiával a hangyák agresszivitása ellen, melyek lehetnek viselkedésbeli, kémiai vagy fizikális formák (Selman 1988).

Az erdei vöröshangyák és a levéltetvek kapcsolatának a fák egészségére és növekedésére gyakorolt hatásának eredője igen sok tényezőtől függ, ezért nem lehet általános érvényűen kijelenteni, hogy ez a hatás pozitív vagy negatív (Whittaker & Warrington 1985b, Mahdi & Whittaker 1993). Kilpeläinen és munkatársai (2009) a *Formica rufa* csoport és *Cinara* fajok hatását vizsgálta különböző korú (5, 30, 60 és 100 éves) közönséges lucfenyő (*Picea abies*) állományokban. Az ötéves állományokban a látogatott fenyők magasságának éves növekedése 16,3%-kal volt magasabb, mint ahonnan kizárták a hangyákat. Ez a különbség nem volt szignifikáns, viszont a 30 éves állományoknál szignifikánsan is kimutatható volt, hogy a fenyők átmérője 7,3%-kal volt alacsonyabb a látogatott fákban. A 60 és 100 éves állományok esetében nem tapasztaltak számottevő különbséget.

Mahdi és Whittaker (1993) vizsgálatai alapján a hangyák jelenléte pozitív irányban befolyásolhatja a fák hajtásainak növekedését a levélvesztés csökkenésének köszönhetően. Sok esetben ugyanis az erdei vöröshangyák (*F. rufa*) lombfogyasztók elleni védelme kompenzálja a levéltetvek hátrányos hatását a növényekre, sőt az állandóan a lombkoronában tartózkodó hangyák a különböző rovarfajok gradációjakor fellépő tarrágást is képesek megakadályozni.

A *F. rufa* által gondozott levéltetvek mézharmat termelése jóval magasabb, mint a nem gondozott levéltetvéké. A sörtés juhar levéltetű (*Periphyllus testudinaceus*) például a *F. rufa* jelenlétében a nem gondozott levéltetvek mézharmat mennyiségének akár többszörösét is képes produkálni (Warrington & Whittaker 1985a). A hangyák védelme a levéltetvek számát is megnöveli, a *Symydobius oblongus* egyedszáma például 82-szer magasabb azokon a nyírfákban, amelyeken *F. lugubris* hangyák is tartózkodnak (Fowler & Macgarvin 1985).

A 2. táblázatban két vöröshangya faj a *F. rufa* (Skinner & Whittaker 1981) és a *F. lugubris* (Breen 1979) fásszárúakon élő Hemiptera fajokkal való kapcsolatait mutatjuk be.

A hangyák és a növények kapcsolata több módon jöhet létre. A növények vonzhatják őket egyrészt direkt módon (nektár, táplálék), másrészt indirekt módon, különböző Hemiptera fajok mézharmat előállítására miatt (Reyes-López & Carpintero 2014). A növények is fontos közreműködői a rovarok közötti interakcióknak, valamint különböző szolgáltatásokat nyújtanak a hangyák számára. Példaként említhető, hogy a fészkek felépítéséhez szükséges anyagokat szolgáltatnak. A növények is rendelkeznek védekező mechanizmusokkal, de a hangyák jelenléte jelentősen megnövelheti azok védettségét. White (1984) írta le a „növényi-stressz” teóriáját. Ha a növényt stressz hatás éri, a növény anyagcsere választ ad, fitokemikáliákat választ ki. Ezek a fitokemikáliák taszítják a fitofág rovarokat. Ilyen stresszfaktor a tápanyaghiány is, de ha van a közelben hangyafészkek, amelynek köszönhetően nagyobb a tápanyag ellátottság és a fák fel tudják használni, akkor ez a növényi stressz a feltételezések szerint még inkább lecsökken a hangyafészkek közelében.

Mahdi és Whittaker (1993) vizsgálata alapján a különböző levélfogyasztó rovarok által előidézett levélrágás hatszor nagyobb az erdei vöröshangyák (*F. rufa*) által nem látogatott

fákon, mint azokon, amelyeken megfigyelhetőek hangyák és levéltetvek is. Közönséges nyír (*Betula pendula*) csemeték is vizsgálat alá kerültek, és a hangyák által látogatott csemeték hajtásainak növekedése jóval nagyobb volt, mint a nem látogatott csemeték esetében.

Whittaker és Warrington (1985b) hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) esetében vizsgálta hangyák és lombfogyasztó rovarok mennyiségének hatását a fák növekedésére. Azt tapasztalták, hogy a *F. rufa* hangyák által nem látogatott fák átmérőjének a növekedése 35-47%-kal kisebb volt, mint azoknak, amelyeken rendszeresen megfigyelhetőek voltak a hangyák. Csemeték esetében is tapasztalt eltéréseket. A vizsgálat mindhárom évében kisebb herbivor nyomás érte a látogatott csemetéket, és jóval nagyobb volt a tömegük és a friss hajtásaik mérete is, mint a nem látogatottaknak.

2. táblázat: Néhány fásszárúakon élő, erdei vöröshangyák által látogatott Hemiptera faj (SA= saját adat)

Table 2: Some hemipterans, living on woody plants tended by red wood ants (SA= own data)

Növénytetű faj	Tápnövény	Forrás
Aphididae		
<i>Aphis sambuci</i>	<i>Sambucus</i>	Skinner & Whittaker 1981
<i>Betulaphis quadrituberculata</i>	<i>Betula pendula</i>	Skinner & Whittaker 1981
<i>Chaitophorus horii beuthami</i>	<i>Salix</i>	Breen 1979
<i>Periphillus testudinaceus</i>	<i>Platanus</i>	Skinner & Whittaker 1981
<i>Symydobius oblongus</i>	<i>Betula pendula, B. pubescens</i>	Breen 1979
<i>Thelaxes dryophila</i>	<i>Quercus petraea</i>	Breen 1979, Skinner & Whittaker 1981
<i>Cinara abieticola (C. confinis)</i>	<i>Abies procera</i>	Breen 1979
<i>Cinara bogdanovi (C. pruinosa)</i>	<i>Picea abies, P. sitchensis</i>	Breen 1979
<i>Cinara kochiana</i>	<i>Larix decidua, L. kaemperi</i>	Breen 1979
<i>Cinara piceae</i>	<i>Picea sitchensis, P. abies</i>	Breen 1979, SA
<i>Cinara pilicornis</i>	<i>Picea sitchensis, P. abies</i>	Breen 1979
<i>Cinara pinea</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	Breen 1979, Skinner & Whittaker 1981
<i>Eulachnus brevipilosus</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	Breen 1979
<i>Lachnus roboris</i>	<i>Quercus petraea</i>	Breen 1979, Skinner & Whittaker 1981
<i>Lachnus roboris</i>	<i>Quercus robur, Q. cerris</i>	SA
Psyllidae		
<i>Psylla crataegi</i>	<i>Crataegus</i>	Skinner & Whittaker 1981, SA

A HANGYÁK HATÁSA A TALAJRA, A TALAJ FAUNÁJÁRA

Az erdei hangyák a talaj tápanyagainak körforgásában, a talajjavításban, és az abba kerülő szerves anyagok feldolgozásában is részt vesznek (Gotwald 1986). A hangyák a járataik építése által lazítják, szellőztetik, összekeverik a talajt, így annak szerkezete javul. A mérsékelt égövön a hangyák talaj átforgató tevékenysége még a földigiliszták hasonló aktivitásán is túltesz (Seifert 1996). Egyes hangyafajoknak köszönhetően a fák tuskóinak szétrágása miatt a tuskók anyaga sokkal hamarabb kapcsolódik be a talaj tápanyag körforgalmába. A hangyák fészeképítése elősegítheti a sziklák begyepesedését is (Györfi 1957).

Az erdei vöröshangyák a fészkek körül tápanyagokkal látják el a talajt, a hangyatenemek, a raktározott táplálék, és a hangyafészkek pusztuló anyaga nagy mennyiségben tartalmaz értékes, organikus tápanyagot, amely ezeken a területeken felhalmozódik, koncentrációja emelkedik. Ennek következtében a fészkekhez közel lévő fák levélvesztése csökken, mert hasznosítani tudják ezeket a forrásokat és jobb lesz a fák kondíciója (Karhu 1998). Laakso és Setälä (2000) vizsgálatai során azonban azt állapították meg, hogy a hangyák jelenléte nem befolyásolja a talaj mikrobiális jellemzőit, a talajban található ásványi anyagokat, és a növények növekedését sem.

A *F. aquilonia* hangyák a talajon tartózkodó rovarok (Pl.: Carabidae) populációira negatív hatással vannak (Cherix & Bourne 1980, Laakso & Setälä 1998, Laakso 1999). Duma (2003) szerint a *F. rufa* jelenléte erősen befolyásolja a talaj gerinctelen élővilágát, azonban nem megszünteti, hanem lecsökkenti a denzitást a hangyák jelenléte, így a talajban más rovarok mellett is egyidejűleg lehetnek jelen. Laakso (1997) számolt be a *F. aquilonia* talajban élő állatokra gyakorolt hatásáról. A hangyák jelenlétében a pók (Araneae) és kaszáspók (Opiliones) fajok száma lecsökkent. Két földigilisztafaj, a *Dendrodilus rubidus* és a *Dendrobaena octaedra* kapcsolatát is vizsgálta, az előbbi reprodukciós teljesítménye megnőtt magas hangya denzitásnál, míg utóbbinál nem mutatott ki ilyen hatást. A földigiliszták biomasszája hétszeresére emelkedik a hangyafészkekben, ami annak köszönhető, hogy a gilisztáknak kedvez a fészkek hőmérséklete, páratartalma, savassága és táplálékkínálata (Laakso & Setälä 1997). A talajban található *Dendrobaena octaedra* földigiliszta faj előfordulása 54%-kal csökkent azokon a területeken, ahonnan a hangyafészkeket eltávolították (Laakso & Setälä 2000).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen tanulmány az OTKA 128008 (Erdővédelmi jelentőségű ökoszisztéma szolgáltatások számszerűsítése magyarországi tölgyesekben) kutatási projekt keretében készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Adlung K.G. 1966: A critical evaluation of the European Research on use of red wood ants (*Formica rufa* group) for the protection of forests against harmful insects. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 57: 167–189. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1966.tb03822.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1966.tb03822.x)
- Beattie A. 1985: The evolutionary ecology of ant-plant mutualisms. Cambridge University Press, Cambridge. DOI: [10.1017/CBO9780511721878](https://doi.org/10.1017/CBO9780511721878)
- Behrndt G. 1933: Die Bedeutung der Roten Waldameise bei Forleulenkalamitäten. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 65: 479–498.
- Behrndt G. 1934: Einige Beobachtungen über die Bedeutung von *Formica rufa* und *F. fusca* bei Forleulenkalamitäten. *Forstarchiv* 10(18): 289–294.
- Benedek K. 2012: Territoriális *Formica* fajok fészekkomplexumainak szerveződése és közösségszervező hatása. Doktori értekezés. Szegedi Tudományegyetem. DOI: [10.14232/phd.1572](https://doi.org/10.14232/phd.1572)
- Bernasconi C., Pamilo P. & Cherix D. 2010: Molecular markers allow sibling species identification in red wood ants (*Formica rufa* group). *Systematic Entomology* 35(2): 243–249. DOI: [10.1111/j.1365-3113.2009.00503.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2009.00503.x)
- Bernasconi C., Cherix D. & Pamilio P. 2011: Molecular taxonomy of the *Formica rufa* group (red wood ants) (Hymenoptera: Formicidae): a new cryptic species in the Swiss Alps? *Myrmecological News* 14: 37–47.
- Breen J. 1979: Aphids visited by *Formica lugubris* (Hymenoptera: Formicidae) including eleven species new to Ireland. *Irish Naturalists' Journal* 19: 349–352.
- Bruns H. 1954: Beobachtungen zum Verhalten der Roten Waldameise während des Nahrungserwerbes. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 11(1): 151–154. DOI: [10.1111/j.1439-0310.1954.tb02042.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1954.tb02042.x)
- Bruns H. & Schrader A. 1955: Abnahme der Kokondichte der Roten Kiefernbuschhornblattwespe (*Neodiprion sertifer*) bei Nestern der Roten Waldameise. *Waldhygiene* 1: 33–68.
- Bruns H. 1958: Untersuchungen und Beobachtungen an einer Naturkolonie der Roten Waldameise (*Formica rufa*) im Schadgebiet der Kl. Fichtenblattwespe (*Pristiphora abietina*). *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 43(3): 326–335. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1958.tb01328.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1958.tb01328.x)
- Carroll C.R. & Janzen D.H. 1973: Ecology of foraging by ants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 231–257. DOI: [10.1146/annurev.es.04.110173.001311](https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.001311)
- Cherix D. & Bourne J.D. 1980: A field study on a supercolony of the red wood ant *Formica lugubris* in relation to the predatory arthropods (spiders, harvestmen and ants). *Revue Suisse de Zoologie* 87: 955–973. DOI: [10.5962/bhl.part.85566](https://doi.org/10.5962/bhl.part.85566)
- Cherix D. 1980: Note préliminaire sur la structure, la phenologie et le régime alimentaire d'une super-colonie de *Formica lugubris* Zett. *Insectes Sociaux* 27: 226–236. DOI: [10.1007/bf02223666](https://doi.org/10.1007/bf02223666)
- Cilbirioğlu C. & Ünal S. 2012: Bark beetles and their natural enemies on oriental spruce from the black sea region of Turkey. *Journal of Agricultural and urban Entomology* 28: 42–56. DOI: [10.3954/1523-5475-28.1.42](https://doi.org/10.3954/1523-5475-28.1.42)
- Csóka Gy. & Csósz S. 2014: Hangyák és a holtfa. In: Csóka Gy. & Lakatos F. (eds): A holtfa. *Silva naturalis*, 5: 109–114.
- Csósz S., Markó B. & Gallé L. 2011: The myrmecofauna (Hymenoptera: Formicidae) of Hungary: an updated checklist. *North-Western Journal of Zoology* 7(1): 55–62.
- Czechowski W. 1996: Colonies of hybrids and mixed colonies; interspecific nest takeover in wood ants (Hymenoptera, Formicidae). *Memorabilia Zoologica*, 50.
- Damien M., Jactel H., Meredieu C., Régolini M., Van Halder I. & Castagneyrol B. 2016: Pest damage in mixed forests: Disentangling the effects of neighbor identity, host density and host apparency at different spatial scales. *Forest Ecology and Management* 378: 103–110. DOI: [10.1016/j.foreco.2016.07.025](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.025)
- Dekoninck W., Maebe K., Breyne P. & Hendrick F. 2014: Polygyny and strong genetic structuring within an isolated population of the wood ant *Formica rufa*. *Journal of Hymenoptera Research* 41: 95–111. DOI: [10.3897/JHR.41.8191](https://doi.org/10.3897/JHR.41.8191)

- Duma I. 2003: The impact of red wood ants *Formica rufa* on the distribution of invertebrate fauna from the forest's floor (I). Annals of West University of Timisoara: Series of Biology 5–6: 121–130.
- Egger A. 1990: Künstliche Ameisenvermehrung der *Formica polyctena* Foerst. (Kleine Waldameise) über Ablegerbildung in Oberösterreich. Waldhygiene 18(3–4): 65–92.
- Eidmann H. 1926: Die forstliche Bedeutung der Roten Waldameise. Zeitschrift für Angewandte Entomologie 12(2): 298–331. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1927.tb00274.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1927.tb00274.x)
- Fernandez-Conradi P., Borowiec N., Capdevielle X., Castagneyrol B., Maltoni A., Robin C., et al. 2017: Plant neighbour identity and invasive pathogen infection affect associational resistance to an invasive gall wasp. Biological Invasions 20: 1459–1473. DOI: [10.1007/s10530-017-1637-4](https://doi.org/10.1007/s10530-017-1637-4)
- Ferrante M., LoCacciato A. & Lövei G. L. 2014: Quantifying predation pressure along an urbanisation gradient in Denmark using artificial caterpillars. European Journal of Entomology 111(5): 649–654. DOI: [10.14411/eje.2014.082](https://doi.org/10.14411/eje.2014.082)
- Fleury M., Bernasconi C., Freitag A., Pamilo P. & Cherix D. 2010: Behavioural species discrimination in red wood ants (*Formica rufa* group). eco. mont Journal on Protected Mountain Areas Research 2: 13–20. DOI: [10.1553/eco.mont-2-2s13](https://doi.org/10.1553/eco.mont-2-2s13)
- Fortelius W., Rosengren R., Cherix D. & Chautems D. 1993: Queen recruitment in a highly polygynous supercolony of *Formica lugubris* (Hymenoptera, Formicidae). Oikos 193–200. DOI: [10.2307/3545463](https://doi.org/10.2307/3545463)
- Fowler S.V. & Macgarvin M. 1985: The impact of hairy wood ants, *Formica lugubris*, on the guild structure of herbivorous insects on birch, *Betula pubescens*. Journal of Animal Ecology 54(3): 847–855. DOI: [10.2307/4382](https://doi.org/10.2307/4382)
- Goesswald K. 1940: Beobachtungen über den Schutz eines Kieferbestandes vor der Kiefernbuschhornblattwespe durch die Roten Waldameise. Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen 72(2): 370–378.
- Goesswald K. 1941: Ist nun die Rote Waldameise nützlich oder schädlich? Anzeiger für Schädlingkunde 17(1): 1–7. DOI: [10.1007/bf02338045](https://doi.org/10.1007/bf02338045)
- Goesswald K. 1951: Die Rote Waldameise im Dienste der Waldhygiene. Forstwirtschaftliche Bedeutung, Nutzung, Lebensweise, Zucht, Vermehrung und Schutz. Kinau Verlag, Lüneburg.
- Goesswald K. 1958: Weitere Beobachtungen über die Auswirkung der Roten Waldameise auf den Eichenwickler. Waldhygiene 2: 143–153.
- Goropashnaya A.V., Fedorov V.B. & Pamilo P. 2004: Recent speciation in the *Formica rufa* group ants (Hymenoptera, Formicidae): interference from mitochondrial DNA phylogeny. Molecular Phylogenetics and Evolution 32(1): 198–206. DOI: [10.1016/j.ympev.2003.11.016](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2003.11.016)
- Goropashnaya A.V., Fedorov V.B., Seifert B. & Pamilo P. 2012: Phylogenetic relationships of palaeartic *Formica* species (Hymenoptera, Formicidae) based on mitochondrial cytochrome b sequences. PLoS ONE 7(7): e41697. DOI: [10.1371/journal.pone.0041697](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041697)
- Gotwald W.H. 1986: The beneficial economic role of ants. In: Vinson S.B. (ed): Economic Impact and Control of Social Insects New York: Praeger Scientific, 290–313.
- Greathead D.J. 1976: A review of biological control in western and southern Europe. Technical Communications of Commonwealth Institute of Biological Control, No. 7 Farnham: CIBC, 182 p.
- Györfi J. 1957: Erdészeti rovartan. Akadémiai Kiadó, Budapest, 126–127.
- Griffiths H.M., Ashton L.A., Walker A.E., Hasan F., Evans T.A., Eggleton P., et al. 2017: Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. Journal of Animal Ecology 87: 293–300. DOI: [10.1111/1365-2656.12728](https://doi.org/10.1111/1365-2656.12728)
- Gyllenstrand N., Seppä P. & Pamilo P. 2004: Genetic differentiation in sympatric wood ants, *Formica rufa* and *F. polyctena*. Insectes Sociaux 51: 139–145. DOI: [10.1007/s00040-003-0720-2](https://doi.org/10.1007/s00040-003-0720-2)
- Hartner A. 1994: Formicoidea vizsgálatok Nyugat- és Dél-dunántúli erdőkben. Kandidátusi értekezés.
- Holt S.J. 1955: On the foraging activity of the wood ant. Journal of Animal Ecology 24: 1–34. DOI: [10.2307/1877](https://doi.org/10.2307/1877)
- Horák J. 2014: Introduction to forest protection. Faculty of Forestry and Wood Sciences, CULS Prague.
- Hölldobler B. & Wilson E.O. 1990: The Ants. Harvard University Press, Cambridge.
- Inozemtsev A.A. 1974: Dinamika troficheskikh svyazey ryzikh lesnykh murav'ev i ikh rol'v regulyatsii chislenosti vrednykh bespozvonochnykh v dubravakh Tul'skoy oblasti. Ekologiya 3: 63–71.

- Jactel H., Bauhus J., Boberg J., Bonal D., Castagneyrol B., Gardiner B., et al. 2017: Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports* 3: 223–243. DOI: [10.1007/s40725-017-0064-1](https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1)
- Kaitaniemi P., Riihimäki J., Koricheva J. & Vehviläinen H. 2007: Experimental evidence for associational resistance against european pine sawfly in mixed tree stands. *Silva Fennica* 41(2): 259–268. DOI: [10.14214/sf.295](https://doi.org/10.14214/sf.295)
- Karhu K. & Neuvonen S. 1998: Wood ants and a geometrid defoliator of birch: predation outweighs beneficial effects through the host plant. *Oecologia* 113: 509–516. DOI: [10.1007/s004420050403](https://doi.org/10.1007/s004420050403)
- Karhu K. 1998: Green Islands- top-down and bottom up effects of wood ants in forests under folivore attack. *Annales Universitatis Turkuensis*.
- Kilpeläinen J., Finér L., Neuvonen S., Niemelä P., Domisch T., Risch A.C., et al. 2009: Does the mutualism between wood ants (*Formica rufa* group) and *Cinara* aphids affect Norway spruce growth? *Forest Ecology and Management* 257: 238–243. DOI: [10.1016/j.foreco.2008.08.033](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.033)
- Koenig H. 1956: Über die Auswirkungen künstlicher Vermehrung der Kl. Roten Waldameise im Staatlichen Forstamt Münster. *Waldhygiene* 1: 227–229.
- Kolonits J. 1968: A fenyőrontó darázs (*Neodiprion sertifer* Geoffr.) elleni védekezési eljárások. In: Keresztesi B. (ed): Erdészeti Kutatások. Az Erdészeti Tudományos Intézet közleményei, Debrecen.
- Laakso J. & Setälä H. 1997: Nest mounds of red wood ant (*Formica aquilonia*): hot spots for litter dwelling-earthworms. *Oecologia* 111: 565–569. DOI: [10.1007/s004420050272](https://doi.org/10.1007/s004420050272)
- Laakso J. & Setälä H. 1998: Composition and trophic structure of detrital food web in ant nest mounds of *Formica aquilonia* and in the surrounding forest soil. *Oikos* 81: 266–278. DOI: [10.2307/3547047](https://doi.org/10.2307/3547047)
- Laakso J. 1999: Short-term effects of wood ants (*Formica aquilonia* Yarr.) on soil animal community structure. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 337–343. DOI: [10.1016/S0038-0717\(98\)00131-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00131-X)
- Laakso J. & Setälä H. 2000: Impacts of wood ants (*Formica aquilonia* Yarr.) on the invertebrate food web of the boreal forest floor. *Annales Zoologici Fennici* 37: 93–100.
- Laine K.J. & Niemelä P. 1980: The influence of ants on the survival of mountain birches during an *Oporinia autumnata* (Lep., Geometridae) outbreak. *Oecologia* 47: 39–42. DOI: [10.1007/bf00541773](https://doi.org/10.1007/bf00541773)
- Larsson S., Björkman C. & Gref R. 1986: Responses of *Neodiprion sertifer* (Hym., Diprionidae) larvae to variation in needle resin acid concentration in Scots pine. *Oecologia* 70: 77–84. DOI: [10.1007/BF00377113](https://doi.org/10.1007/BF00377113)
- Lindstedt C., Mappes J., Päivinen J. & Varama M. 2006: Effects of group size and pine defence chemicals on Diprionid sawfly survival against ant predation. *Oecologia* 150: 519–526. DOI: [10.1007/s00442-006-0518-9](https://doi.org/10.1007/s00442-006-0518-9)
- Linnaluoto E.T. & Koponen S. 1980: Lepidoptera of Utsjoki, northernmost Finland. *Kevo Notes* 5: 1–68.
- Mabelis A.A. 1979: Wood ant wars - The relationship between aggression and predation in the red wood ant (*Formica polyctena* Först). *Netherlands Journal of Zoology* 29(4): 451–620. DOI: [10.1163/002829679X00016](https://doi.org/10.1163/002829679X00016)
- Mahdi T. & Whittaker J.B. 1993: Do birch trees (*Betula pendula*) grow better if foraged by wood ants? *Journal of Animal Ecology* 62: 101–116. DOI: [10.2307/5486](https://doi.org/10.2307/5486)
- Maňák V. 2014: Interactions between ants and pine weevils - Effect on forest regeneration. Doctoral thesis - Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Maňák V., Björklund N., Lenoir L. & Nordlander G. 2015: The effect of red wood ant abundance on feeding damage by the pine weevil *Hylobius abietis*. *Agricultural and Forest Entomology* 17: 57–63. DOI: [10.1111/afe.12080](https://doi.org/10.1111/afe.12080)
- Mikó Á. & Csóka Gy. 2016: A hangyák szerepe a magyarországi erdei ökoszisztémákban. In: Korda M. (ed): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 109–128.
- Nielsen C., Agrawal A.A. & Hajek A.E. 2009: Ants defend aphids against lethal disease. *Biology letters* 6(2): 205–208. DOI: [10.1098/rsbl.2009.0743](https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0743)
- Niemelä P. & Laine K. 1986: Green islands-predation not nutrition. *Oecologia* 68: 476–478. DOI: [10.1007/BF01036758](https://doi.org/10.1007/BF01036758)

- Novgorodova T.A. & Kryukov V.Y. 2017: Quarantining behaviour of ants towards infected aphids as an anti-fungal mechanism in ant-aphid interactions. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 162(3): 293–301. DOI: [10.1111/eea.12552](https://doi.org/10.1111/eea.12552)
- Otto D. 1958: Zur Schutzwirkung der Waldameisenkolonien gegen Eichenschädlinge. *Waldhygiene* 2: 137–142.
- Otto D. 1959: Der Einfluß von Waldameisenkolonien auf Eichenschadinsekten in einem Forstrevier des nördlichen Harzrandes. *Waldhygiene* 3(3–4): 65–93.
- Pamilo P., Sundström L., Fortelius W. & Rosengren R. 1994: Diploid males and colony-level selection in *Formica* ants. *Ethology Ecology & Evolution* 6: 221–235. DOI: [10.1080/08927014.1994.9522996](https://doi.org/10.1080/08927014.1994.9522996)
- Pavan M. 1951: Primi risultati di un esperimento pratico di lotta biologica con *Formica rufa* L. contro Processionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa* Schiff.). *Atti della Società italiana di scienze naturali* 90: 1–12.
- Pavan M. 1961: *Formica lugubris* Zett. predatrice della *Coleophora laricella* Hb. (Lep. Coleoph.). *Notiziario For. e. Montani* 6(91–92): 2920–2921.
- Pell J.K., Baverstock J., Roy H.E., Ware R.L. & Majerus M.E.N. 2007: Intraguild predation involving *Harmonia axyridis*: a review of current knowledge and future perspectives. *BioControl* 53(1): 147–168. DOI: [10.1007/978-1-4020-6939-0_10](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6939-0_10)
- Punttila P., Niemelä P. & Karhu K. 2004: The impact of wood ants (Hymenoptera: Formicidae) on the structure of invertebrate community on mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*). *Annales Zoologici fennici* 41: 429–446.
- Reyes-López J. & Carpintero S. 2014: Comparison of the exotic and native ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in urban green areas at inland, coastal and insular sites in Spain. *European Journal of Entomology* 111(3): 421–428. DOI: [10.14411/eje.2014.044](https://doi.org/10.14411/eje.2014.044)
- Riihimäki J., Kaitaniemi P., Koricheva J. & Vehviläinen H. 2005: Testing the enemies hypothesis in forest stands: the important role of tree species composition. *Oecologia* 142: 90–97. DOI: [10.1007/s00442-004-1696-y](https://doi.org/10.1007/s00442-004-1696-y)
- Rust E. 1958: Aufbau der ersten Ameisenfarm. *Forst und Jagd* 8: 131–135.
- Savolainen R. 1990: Interference by wood ant influences size selection and retrieval rate of prey by *Formica fusca*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 28: 1–7. DOI: [10.1007/BF00172132](https://doi.org/10.1007/BF00172132)
- Schmutterer H. 1956: Saugschäden an Eichen und Buchen durch Lachniden in Abhängigkeit von Ameisen-Trophobie. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 39(2): 178–185. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1956.tb01249.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1956.tb01249.x)
- Schwenke W. 1957: Über die räuberische Tätigkeit von *Formica rufa* L. and *F. nigricans* Emery außerhalb einer Insektenmassenvermehrung. *Beiträge zur Entomologie* 7(3–4): 226–246.
- Seifert B. 1996: Ameisen beobachten, bestimmen. Naturbuch Verlag Augsburg.
- Seifert B. 1999: Interspecific hybridisations in natural populations of ants by example of a regional fauna (Hymenoptera, Formicidae). *Insectes Sociaux* 46(1): 45–52. DOI: [10.1007/s000400050111](https://doi.org/10.1007/s000400050111)
- Seifert B. 2007: Die Ameisen Mittel- und Nordeuropas. Lutra Verlag-u. Vertriebsges.
- Seifert B., Kulmuni J. & Pamilo P. 2010: Independent hybrid populations of *Formica polyctena* X *rufa* wood ants (Hymenoptera: Formicidae) abound under conditions of forest fragmentation. *Evolutionary Ecology* 24(5): 1219–1237. DOI: [10.1007/s10682-010-9371-8](https://doi.org/10.1007/s10682-010-9371-8)
- Selman B.J. 1988: Chrysomelids and ants. In: Jolivet P., Petitpierre E. & Hsiao T.H. (eds): *Biology of Chrysomelidae*. Kluwer Academic Publishers, 463–473. DOI: [10.1007/978-94-009-3105-3_27](https://doi.org/10.1007/978-94-009-3105-3_27)
- Sindersberger M. & Marcus B.A. 1937: Das Auftreten der Forleule in Mittelfranken. *Mitteil. Bavarian Staatsforstverwaltung* H. 22: 11–18.
- Skinner G.J. 1980: The feeding habits of the wood ant *Formica rufa* (Hymenoptera: Formicidae) in limestone woodland in north west England. *Journal of Animal Ecology* 49: 417–433. DOI: [10.2307/4255](https://doi.org/10.2307/4255)
- Skinner G.J. & Whittaker J.B. 1981: An experimental investigation of the inter-relationships between the wood ant (*Formica rufa*) and some tree-canopy herbivores. *Journal of Animal Ecology* 50: 313–326. DOI: [10.2307/4047](https://doi.org/10.2307/4047)



- Sorvari J. 2006: Two distinct morphs in the wood ant *Formica polyctena* in Finland: a result of hybridization? *Entomologica Fennica* 17(1): 1.
- Voute A.D. 1942: Classification of factors influencing the natural growth of a population of insects. *Acta Biotheoretica* 7(1): 99–116. DOI: [10.1007/bf01603795](https://doi.org/10.1007/bf01603795)
- Voûte A.D. 1951: Zur Frage Der Regulierung der Insekten-Populationdichte durch räuberische Tierarten. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 33(1–2): 47–52. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1952.tb00652.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1952.tb00652.x)
- Way M.J. 1963: Mutualism between ants and honeydew-producing Homoptera. *Annual Review of Entomology* 8: 307–344. DOI: [10.1146/annurev.en.37.010192.002403](https://doi.org/10.1146/annurev.en.37.010192.002403)
- Way M.J. & Khoo K.C. 1992: Role of ants in pest management. *Annual Review of Entomology* 37: 479–503. DOI: [10.1146/annurev.en.37.010192.002403](https://doi.org/10.1146/annurev.en.37.010192.002403)
- Weckwerth W. 1952: Der Kieferspinner und seine Feinde. N Brehm-Bücherei, 40 p.
- Wellenstein G. 1942: Die Nonne in Ostpreußen. *Monographie Angewandte Entomologie* 15: 207–279.
- Wellenstein G. 1952: Zur Ernährungsbiologie der Roten Waldameise. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 59(11): 430–451.
- Wellenstein G. 1954: Die Insektenjagd der Roten Waldameise. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 36: 185–217. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1954.tb00752.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1954.tb00752.x)
- Wellenstein G. 1957: Die Beeinflussung der forstlichen Arthropodenfauna durch Waldameisen (*Formica rufa* gruppe), I. Teil. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 41: 368–385. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1957.tb01301.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1957.tb01301.x)
- Wellenstein G. 1959: Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Krankheitserregern, Nutzinsekten und Vögeln im praktischen Forstschutz. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 78(5–6): 150–166. DOI: [10.1007/bf01825421](https://doi.org/10.1007/bf01825421)
- White T.C.R. 1984: The abundance of invertebrate herbivores on relation to the availability of nitrogen in stressed food plants. *Oecologia* 63: 90–105. DOI: [10.1007/BF00379790](https://doi.org/10.1007/BF00379790)
- Whittaker J.B. & Warrington S. 1985a: An experimental field study of different levels of insect herbivory induced by *Formica rufa* predation on sycamore (*Acer pseudoplatanus*) II. Aphidoidea. *Journal of Applied Ecology* 22: 787–796. DOI: [10.2307/2403229](https://doi.org/10.2307/2403229)
- Whittaker J.B. & Warrington S. 1985b: An experimental field study of different levels of insect herbivory induced by *Formica rufa* predation on sycamore (*Acer pseudoplatanus*) III. Effects on tree growth. *Journal of Applied Ecology* 22: 797–811. DOI: [10.2307/2403230](https://doi.org/10.2307/2403230)
- Zoebelein G. 1954: Versuche zur Feststellung des Honigtauertrags von Fichtenbeständen mit Hilfe von Waldameisen. *Zeitschrift für Angewandte Entomologie* 36: 358–362. DOI: [10.1111/j.1439-0418.1954.tb00764.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1954.tb00764.x)
- Zoebelein G. 1957: Zur Frage des biologischen Nutzwertes der Roten Waldameise. *Mitteil. d. Bayer. Staatsforstverw.* H. 29.

Érkezett: 2019. február 19.
Közlésre elfogadva: 2019. június 25.

NYÍRSÉGI MACROHETEROCERA EGYÜTTESEK VIZSGÁLATA ILLATANYAGCSAPDÁK ALKALMAZÁSÁVAL

Szanyi Szabolcs¹, Molnár Attila², Kozák Lajos³, Szalárdi Tímea¹, Varga Zoltán⁴,
Tóth Miklós⁵ és Nagy Antal¹

¹Debreceni Egyetem, MÉK, Növényvédelmi Intézet

²II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola, Biológia és Kémia Tanszék

³Debreceni Egyetem, MÉK, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék

⁴Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

⁵Magyar Tudományos Akadémia, ATK, Növényvédelmi Intézet

Kivonat

A Nyírség karakterisztikus élővilága leginkább a növényvilág tekintetében kutatott, míg a terület állatvilága, különösen a rovarvilág kevésbé ismert. Ez igaz a terület lepkefaunájára is, amit jórészt 20 évnél is régebbi vizsgálatok alapján ismerünk. A korábbi fénycsapdás mintavételekkel szemben 2014-2015-ben illatanyag csapdák alkalmazásával vizsgáltuk a Dél-Nyírség Macroheterocera faunáját Debrecen-Nagycserén végzett mintavételezés révén. Célunk a használt izoamil-alkohol (FERM) és fenilacetaldehid (FLORAL) alapú csalétek hatékonyságának és szelektivitásának összevetésén túl a terület hiányzó faunisztikai adatainak pótlása volt. A két évben 7 lepkecsalád összesen 226 fajának jelenlétét mutattuk ki a területen. A csapdák legnagyobb számban Noctuidae fajokat vonzottak. A fajszaámok tekintetében a FERM csalétek voltak hatékonyabbak, de kimutatható volt a csalétek eltérő hatékonysága is. A kapott adatok alapján elvégeztük a vizsgált fauna faunaelem és faunakomponensek szerinti jellemzését is.

Kulcsszavak: illatanyag csapda, Noctuidae, fauna, faunaelem, faunakomponens.

STUDY ON THE MACROHETEROCERA ASSEMBLAGES OF THE NYÍRSÉG (NORTHEAST HUNGARY) USING VOLATILE TRAPS

Abstract

The unique biota of the Nyírség region is known mainly on basis of its flora, however, its fauna is poorly studied especially in case of insects, for the Lepidoptera fauna we have only more than 20-years old data collected by light traps. In 2014 and 2015 we carried out samplings with volatile traps near Debrecen-Nagycsere, in the southern part of the Nyírség. We attempted to compare comparing the efficiency and selectivity of phenylacetaldehyde based (FLORAL) and isoamyl-alcohol based (FERM) lures, and to collect faunistical data from teh region. During the two-years long study we caught 226 Macroheterocera species belonging to 7 familes. Considering the number of caught species the FERM bait was more effective and the different selectivity of the lures was also proven. We characterised the studied fauna on the basis of their composition and ratios of faunal types and faunal components.

Keywords: volatile traps, Noctuidae, fauna, faunal elements, faunal components.

BEVEZETÉS

A Nyírség különösen annak déli része – a Szatmár-Beregi síkhoz hasonlóan – még a múlt század első felében is zömmel erdős, lápokkal tarkított táj volt. Domborzati és talajtani viszonyai azonban sokkal változatosabbak, és növényzetének sokszínűsége is kiemeli az Alföld többi részétől. Ebből adódóan már a XX. század elejétől rendszeresen kutatják a botanikusok, melynek eredményeiről számos mű látott napvilágot (Boros 1932, Soó 1934, 1937, 1938, 1939a, 1939b, 1943, Papp & Dudás 1989a, 1989b, Matus & Papp 2003). Ezzel szemben a terület zoológiai feltárása – a Bátorligeti lápot és környékét kivéve – még ma sem történt meg kellő részletességgel. Különösen igaz ez a régió nagylepke faunájára, melyről a legalaposabb felmérés Bátorligeten és környékén történt még az 1950-es években (Kovács 1953), majd később ezt a munkát megismételték (Ács et al 1991), de mára ezek a fiatalabb adatok is réginek számítanak. Az itt előkerült fajok jórésze az egész Nyírségre jellemző, azonban a növénytársulások sokszínűsége és mozaikos szerkezete miatt az eredmények nem általánosíthatók (Varga 1957). Ugyan időszakos fénycsapdás/lámpázásos gyűjtéseket zömmel a Nyírség déli részén és az ahhoz csatlakozó hajdúsági területeken (Varga 1957, 1960a, 1960b, 1962, Baranyi 2003, Baranyi et al 2002, 2004, 2005) végeztek azóta is, azonban rendszeres, több éven át tartó kvantitatív vizsgálatok mindeddig nem történtek.

A korábbi mintavételek kizárólag fénycsapdás módszerrel folytak, amely csak a fényre pozitívan reagáló fajokra hat, így ahhoz, hogy teljes képet kapjunk az itt előforduló fajgyűjtésről, érdemes más módszereket, például valamilyen csalétket is alkalmazni. A csalétekkel működő csapdák alkalmazása nagy múltra tekint vissza. A korai időkben gyakori volt a sör, bor, cukor vagy méz elegyek különböző kombinációinak alkalmazása (Kelecsényi 1885, Abafi-Aigner 1907, Mészáros & Vojnits 1972, Petrich 2001). A faunisztikai kutatásokban a XX. század második felétől kezdve a csalétkes csapdák alkalmazása fokozatosan visszaszorult. Később azonban a növényvédelmi előrejelzésben elterjedt feromoncsapdák mellett egyre nagyobb jelentőséget kaptak a táplálkozási ingereket használó csalétkék is, mivel ezek szélesebb fajspektrumot vonzanak, és mindkét ivar egyedeit egyaránt a csapdába csalogatják, segítve ezzel a kártevők ellenei hatékony védekezést is.

Az első tesztek során a fenilacetaldehid bagolylepke nőstényekre gyakorolt vonzó hatása (Cantelo & Jacobson 1979) vált ismerté, majd az izoamil-alkohol alapú csalétkék hatékonyságát bizonyították Észak-Amerikában végzett kísérletekben (Landolt 2000, Landolt & Alfaro 2001). Az említett komponensekkel és elegyekkel végzett, azok hatékonyságát megerősítő magyarországi vizsgálataik eredményét Tóth Miklós és munkatársai néhány éve mutatták be (Tóth et al 2010). Tesztjeik során az említett komponensek összetételét, és az azok hatását esetlegesen növelő egyes szinergista anyagok vizsgálatát is elvégezték. A tesztekben a fenilacetaldehid csalétkék főleg a Plusiinae és a Melicleptriinae, míg az izoamil-alkohol alapú csalétkék más alcsaládok, például a Noctuinae és a Hadeninae fajait vonzották (Nagy et al 2014, Szanyi et al 2017). A fogott fajok viszonylag magas száma lehetőséget ad arra, hogy a csalétkéket kártevő fajok előrejelzésén túl, a faunisztikai és közösségökológiai vizsgálatokban is alkalmazzuk.

Munkánk során különböző illatanyagokat tartalmazó csapdákat helyeztünk ki a Dél-Nyírségben Debrecen-Nagycsere területén. Célunk az illatanyagok hatékonyságának és szelektivitásának tesztelése mellett a hiányzó faunisztikai adatok pótlása volt.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavételi terület

A mintavételi terület Debrecen-Nagycsere külterületén a településtől északkeletre mintegy 800 méterre, és a 48-as főúttól mintegy 400 méterre északra helyezkedett el (47° 31,802' É; 21° 47,027' K). A csapdákat egy elegyes lomberdő és egy akácos szegélyében, lineáris transzekt mentén helyeztük ki. A transzekt közvetlen közelében az erdő szegélyén marhalegelő, akácos újulát és vízelvezető árok, valamint az azt szegélyező cserjés volt jelen. A tágabb környezetben egy védett elegyes erdőfolt volt található, ami még őrzi a Nyírségre jellemző pusztai tölgyesek jellemzőit, a többi környező erdő viszont nagyrészt fiatal telepítésű, erősen gyomosodó aljnövényzetű nemesnyáras, illetve kisebb részben akác-telepítés volt. A fátlan társulások közül is inkább a bolygatott élőhelytípusok voltak a jellemzőek: szarvasmarha legelő, különböző gyakori kultúrákkal (kukorica, napraforgó) telepített, valamint felhagyott szántók és legelők. A csapdák kihelyezésénél a legfontosabb cél az volt, hogy azok a területre jellemző mozaiktáj jellegzetes élőhelyeinek minél szélesebb spektrumáról gyűjthessenek lepkefajokat.

Módszer

A terepi mintavételekre 2014. július 24. és október 12., valamint 2015. május 23. és október 31. között került sor. A csapdázást CSALOMON® VARL+ típusú varsás csapdákkal végeztük. A kísérlet során két táplálkozási attraktánst alkalmaztunk (FERM és FLORAL), illetve csalétek nélküli kontroll (UNB) csapdákat is kihelyeztünk.

A FERM nevű félszintetikus csalétek azonos volt a Tóth et al (2015) által leírtakkal, kibocsátójaként CHR diszpenzert, azaz egy 4 ml befogadó képességű, 0,2 mm falvastagságú, műanyag fecskendőhöz hasonló polipropilén csövet használtunk, melybe fogorvosi tampont helyeztünk. Az illatanyag, ami izoamil alkohol, ecetsav és vörösbor elegye volt (1:1:1, 3 ml) ebben a tamponban került felvitásra. Kihelyezéskor a tubus alsó részén levő vékony csövecskét levágva, 4 mm átmérőjű rés keletkezett, melyen keresztül a hatóanyagok kipárologhattak. A FLORAL nevű szintetikus csalétek kibocsátója Tóth et al (2010) szerint egy 1,5×1,5 cm-es polietilén tasak volt, melybe fogászati tampon darabka került. 2014-ben a csapdádba két külön diszpenzerben volt elhelyezve az illatanyag. Az egyikben fenilacetaldehid és (E)-anetol, 1:1 arányú, a másikban fenilacetaldehid, eugenol és benzil acetát 1:1:1 arányú elegye volt. 2015-ben pedig már csak az utóbbi csalétek került a csapdádba. Az illatanyag a

0,02 mm-es vastagságú polietilén tasak falán keresztül párolgott a környezetbe a kihelyezést követően.

Minden csalétekkel szerelt csapdában egy-egy, illetve 2014-ben a FLORAL csapdákkal két-két diszpenzert helyeztünk el. A kezeléseket (FERM, FLORAL, Kontroll) négy ismétlésben blokkokban helyeztük el transzekt mentén, ami összesen 12 (4*3) csapdát jelentett. A csapdákat a talajfelszíntől mintegy 1,5 méteres magasságban erdőszéli fákra, cserjékre rögzítettük, egymástól mintegy 15 m távolságban. A blokkokon belül a csapdák sorrendje állandó volt, így az azonos csapdák mintegy 45 méterre voltak egymástól. A csapdákat hetente egy alkalommal ellenőriztük, a csaléteket háromhetente cseréltük. A csapdahely fogásokat torzító hatásának elkerülésére a csapdákat minden ellenőrzés alkalmával eggyel eltöltük a transzekt mentén (rotáltuk). A csapdába került egyedekkel molyirtó csík végzett (Chemotox®, SaraLee, Temana Intl. Ltd., South UK; hatóanyag 15% dichlorvos).

A befogott anyagot a laboratóriumi feldolgozásig mélyhűtőben tároltuk. A fogott Macroheterocera anyagot a fajösszetétel és a faunaelemek, valamint a faunakomponensek megoszlása alapján jellemeztük. Ehhez a „A Magyar Állatvilág Fajjegyzéke” 3. kötetét (Varga et al 2004) használtuk. Emellett kiemeltük és jellemeztük a faunisztikai és természetvédelmi szempontból jelentősnek ítélt fajokat. A nevezéktanban és a fajok jellemzésében a „Magyarország Nagylepkéi” című kötetet vettük alapul (Varga 2011).

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

2014-ben és 2015-ben Nagycserén összesen 226 lepkefaj jelenlétét sikerült kimutatni (1. táblázat). A használt félszintetikus izoamil-alkohol alapú (FERM) csalétek 182, míg a szintetikus fenilacetaldehid alapú (FLORAL) 120 faj egyedét vonzotta. A használt illatanyagok leginkább az aktívan táplálkozó fajok egyedét vonzzák, így nem meglepő, hogy a Noctuidae, valamint a Geometridae és Erebidae családok esetében mutattak nagyobb hatékonyságot (2. Táblázat, 1A. ábra). A használt illatanyagok specifitása a fajszámokban és a fogott egyedszámokban is megmutatkozott. A fogott fajok száma a FERM esetén csaknem másfélszerese volt a FLORAL által vonzott fajoknak. A közös fajok száma 78, a csak FERM által vonzottaké 104, míg ez a szám a FLORAL esetén ennek kevesebb, mint fele (42 faj) volt. A legjelentősebb eltérés a Noctuidae család esetén volt megfigyelhető. Itt a 143 fogott fajból 77, azaz több mint a fajok fele csak a FERM illatanyagra repült, míg a FLORAL esetén a differenciális fajok száma mindössze 16 volt. A Thyatiridae és az Erebidae családok esetén szintén a FERM illatanyag vonzó hatása érvényesült, míg a Geometridae fajok egyértelműen a FLORAL-t preferálták (2. táblázat). A jelzett különbségek a tömegviszonyokban is jól megmutatkoztak (1A. ábra). A Noctuidae családon belül az illatanyagok eltérő szelektivitása szintén megmutatkozott. A FERM illatanyag a Xyleninae, Noctuinae, Hadeninae és Acronictinae alcsaládok fajait vonzotta nagyobb számban, míg a FLORAL a Plusiinae alcsalád fajaival szemben mutatott nagyobb hatékonyságot. A jelzett különbségek a fajszámok és a fogott egyedszámok alapján egyaránt jól kirajzolódtak (2. táblázat és 1b. ábra). Mivel csak

két év vizsgálati eredményei állnak rendelkezésünkre a további mintavételektől, a fogott fajszám növekedését várjuk.

1. táblázat: A Debrecen-Nagycserén 2014-ben és 2015-ben illatanyagcsapdákkal gyűjtött Macroheterocera fajok jegyzéke, faunaelem és faunakomponens besorolása és megoszlásuk a használt fél-szintetikus (FERM) és szintetikus (FLORAL) biszex csalétekkel szerelt csapdák között.

Faunaelemek: Eu: euro-, Sib: szibériai, Med: Méditerrán, Bor: boreo-, Kont: kontinentális, Ext: etra,

Pal: palearktikus, P: pontusi, Kasz:kaszpi, M: mandzsúriai, Szubtr: szubtrópusi;

Faunakomponensek: Altoherb.: altoherbosa, Pop-Salic.: Populo-Salicetalis, Lápr-Lápe.: Lápréti-Láperdei, Betulo-aln.: Betulo-alnetális, V: védett, F: faunisztikailag jelentős.

Fajok	Faunaelem	Fauna komponens	FERM	FLORAL
Sphingidae				
<i>Deilephila elpenor</i> (Linnaeus, 1758).	Eu-Sib	Altoherb.	3	
<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök		1
Thyatiridae				
<i>Habrosyne pyrithoides</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	12	
<i>Tethea ocularis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Pop-Salic.	160	
<i>Tethea or</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	142	
<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	124	
Geometridae				
<i>Angerona prunaria</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol		1
<i>Apeira syringaria</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.	1	
<i>Ascotis selenaria</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök		2
<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Pop-Salic.	1	2
<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.		2
<i>Camptogramma bilineata</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Sztyepp		32
<i>Chlorochlysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)	Med	Pop-Salic.		2
<i>Ectopis crepuscularia</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	2	24
<i>Ennomos autumnaria</i> (Werneburg, 1859)	Bor-Kont	Silvicol	2	2
<i>Epirrhoe alternata</i> (Müller, 1764)	Eu-Sib	Euryök	23	64
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Silvicol	49	30
<i>Hypomecis roboraria</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	202	63
<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Silvicol	1	13
<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.		1
<i>Idaea dimidiata</i> (Hufnagel, 1767)	Med	Euryök		2
<i>Idaea muricata</i> (Hufnagel, 1787)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	14	7
<i>Idaea ochrata</i> (Scopoli, 1763)	Med	Sztyepp		4
<i>Idaea rusticata</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Silvicol		102
<i>Idaea straminata</i> (Borkhausen, 1794)	Eu-Sib	Silvicol	1	
<i>Ligdia adustata</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Silvicol	1	55
<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Nemorális		1
<i>Lomographa temerata</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol		1
<i>Macaria alternata</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Nemorális	1	
<i>Macaria brunneata</i> (Thunberg, 1784)	Bor-Kont	Altoherb.		1
<i>Macaria liturata</i> (Clerck, 1759)	Bor-Kont	Pinetális		99

Fajok	Faunaelem	Fauna komponens	FERM	FLORAL
<i>Macaria notata</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	8	183
<i>Orthonama obstipata</i> (Fabricius, 1794)	Ext-Pal	Vándor		1
<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([Den. et Schiff], 1775)	Eu-Sib	Euryök	3	3
<i>Plagodis dolabraria</i> (Linnaeus, 1767)	Eu-Sib	Silvicol		3
<i>Plagodis pulveraria</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol		1
<i>Timandra comae</i> (Schmidt, 1931)	Eu-Sib	Euryök	1	1
<i>Xantorhoe fluctuata</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök		1
Notodontidae				
<i>Notodonta tritophus</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	1	
Erebidae				
<i>Catocala dilecta</i> (Hübner, 1808)	Med	Quercetalis	1	
<i>Catocala electa</i> (Vieweg, 1790)	Bor-Kont	Pop-Salic.	9	2
<i>Catocala elocata</i> (Esper, 1788)	Eu-Sib	Pop-Salic.	15	
<i>Catocala fraxini</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Pop-Salic.	5	
<i>Catocala fulminea</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Silvicol	9	1
<i>Catocala hymenaea</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Silvicol	7	
<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Pop-Salic.	44	3
<i>Catocala promissa</i> (Den. et Schiff., 1775)	Med	Quercetalis	4	
<i>Catocala puerpera</i> (Giorna, 1791)	Med	Pop-Salic.	1	
<i>Catocala sponsa</i> (Linnaeus, 1767)	Med	Quercetalis	2	
<i>Colobochyla salicalis</i> (Den. et Schiff., 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.		2
<i>Dysauxes ancilla</i> (Linnaeus, 1767)	Med	Sztyepp		2
<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Zuzmóevő		10
<i>Eilema depressa</i> (Esper, [1787])	Eu-Sib	Zuzmóevő		71
<i>Eilema griseola</i> (Hübner, 1803)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	13	56
<i>Eilema lurideola</i> ([Zincken], 1817)	Eu-Sib	Zuzmóevő		63
<i>Eilema lutarella</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Zuzmóevő		3
<i>Euclidia glyphica</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	11	1
<i>Herminia grisealis</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	6	
<i>Herminia tarsicrinalis</i> (Knoch, 1782)	Eu-Sib	Avarevő		1
<i>Herminia tarsipennalis</i> (Treitschke, 1835)	Eu-Sib	Avarevő	3	3
<i>Herminia tenuialis</i> (Rebel, 1899)	P-Kasz-M	Lápr-Lápe.	1	
<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Mezofil	110	119
<i>Hypena rostralis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	49	33
<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Zuzmóevő	7	3
<i>Lygephila pastinum</i> (Treitschke, 1826)	Med	Lápr-Lápe.	5	2
<i>Lygephila procax</i> (Hübner, 1813)	Med	Quercetalis	1	
<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	1	
<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Nemorális	1	
<i>Minucia lunaris</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Quercetalis	7	
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	Eu-Sib	Euryök	1	
<i>Parascotia fuliginaria</i> (Linnaeus, 1761)	Eu-Sib	Fungivorous		1
<i>Pelosia muscerda</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.	68	22
<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	3	
<i>Polypogon tentacularia</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	19	5

Fajok	Faunaelem	Fauna komponens	FERM	FLORAL
<i>Rivula sericealis</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Euryök		5
<i>Schrankia taenialis</i> (Hübner, [1809])	Med	Quercetalis	1	
<i>Scoliopteryx libatrix</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Pop-Salic.	46	1
<i>Syntomis phegea</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	2	460
<i>Wittia sororcula</i> (Hufnagel, 1766)	Med	Zuzmóevő	42	94
Nolidae				
<i>Earias chlorana</i> (Linnaeus, 1761)	Eu-Sib	Pop-Salic.	2	4
<i>Nola cristatula</i> (Hübner, 1793)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	1	
<i>Nycteola degenerana</i> (Hübner, 1799)	Eu-Sib	Pop-Salic.	1	
Noctuidae				
<i>Abrostola agnorista</i> Dufay, 1956	Med	Sziklagyep		7
<i>Abrostola asclepiadis</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Altoherb.		6
<i>Abrostola tripartita</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Altoherb.		77
<i>Abrostola triplasia</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Altoherb.		56
<i>Acontia trabealis</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Euryök		2
<i>Acronicta auricoma</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Silvicol	1	
<i>Acronicta euphorbiae</i> ([Denis et Schiff], 1775)	Eu-Sib	Sztyepp	21	1
<i>Acronicta megacephala</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	58	
<i>Acronicta psi</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Pop-Salic.	9	
<i>Acronycta rumicis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	138	6
<i>Acronycta strigosa</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Betulo-aln.	2	
<i>Actinotia polyodon</i> (Clerck, 1759)	Bor-Kont	Nemorális	3	
<i>Agrochola circellaris</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	111	5
<i>Agrochola helvola</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	214	1
<i>Agrochola humilis</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Quercetalis	8	
<i>Agrochola laevis</i> (Hübner, 1803)	Med	Quercetalis	34	
<i>Agrochola litura</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Quercetalis	96	11
<i>Agrochola lota</i> (Clerck, 1759)	Eu-Sib	Pop-Salic.	7	
<i>Agrochola lychnidis</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	3	
<i>Agrochola macilentata</i> (Hübner, 1803)	Med	Quercetalis	72	1
<i>Agrochola nitida</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Quercetalis	9	
<i>Agrotis bigramma</i> (Esper, 1790)	Eu-Sib	Sztyepp	10	
<i>Agrotis cinerea</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Sztyepp	4	
<i>Agrotis clavus</i> (Hufnagel, 1766)	Bor-Kont	Mezofil	4	
<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	133	2
<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel, 1766)	Ext-Pal	Euryök	37	
<i>Agrotis segetum</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	164	3
<i>Agrotis vestigialis</i> (Hufnagel, 1766)	Bor-Kont	Pszammofil	4	2
<i>Allophyes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Silvicol	83	4
<i>Amphipyra berbera svenssoni</i> (Fletcher, 1968)	Eu-Sib	Quercetalis	1	
<i>Amphipyra livida</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	13	1
<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	31	
<i>Apamea anceps</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Mezofil	1	
<i>Apamea lithoxylaea</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Sztyepp	4	
<i>Apamea monoglypha</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Euryök	64	3

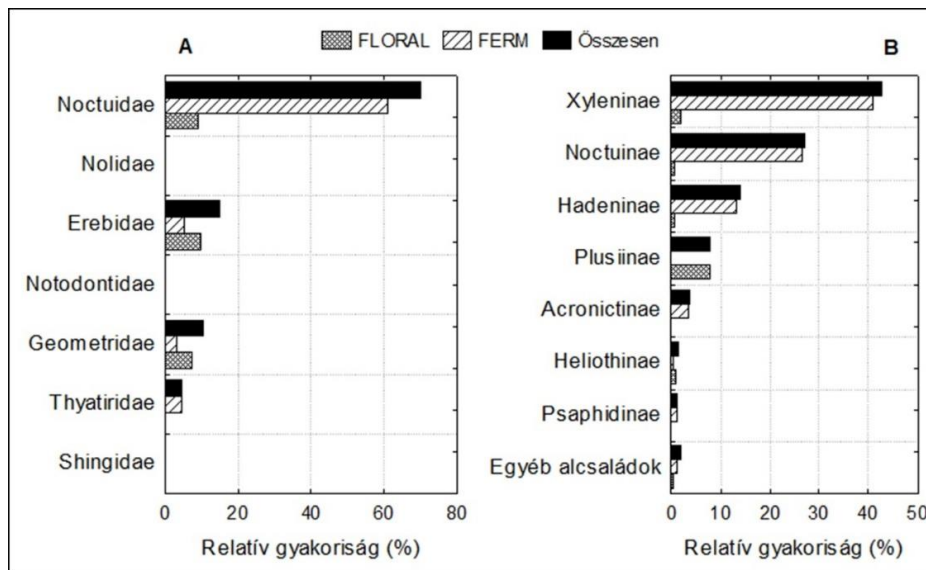
Fajok	Faunaelem	Fauna komponens	FERM	FLORAL
<i>Aporophyla lutulenta</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Sztyepp	5	
<i>Apterogenum ypsilon</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Pop-Salic.	1	
<i>Athetis furvula</i> (Hübner, 1808)	Eu-Sib	Pszammofil	2	
<i>Athetis gluteosa</i> (Treitschke, 1835)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	7	5
<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Vándor	1	173
<i>Axylia putris</i> (Linnaeus, 1761)	Med	Euryök	2	
<i>Blepharita satura</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	5	2
<i>Calamia tridens</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Sztyepp	1	8
<i>Calophasia lunula</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Sztyepp		28
<i>Caradrina clavipalpis</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Euryök	4	1
<i>Caradrina gilva</i> (Donzel, 1837)	Med	Sziklagyep		1
<i>Caradrina morpheus</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Euryök	34	14
<i>Charanyca trigrammica</i> (Hufnagel, 1766)	Med	Sztyepp	9	
<i>Chilodes maritima</i> (Tauscher, 1806)	Eu-Sib	Arundifil		1
<i>Cirrhia gilvago</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	79	
<i>Cirrhia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Pop-Salic.	120	5
<i>Cirrhia ocellaris</i> (Borkhausen, 1792)	Eu-Sib	Pop-Salic.	227	1
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Nemorális	1	
<i>Conistra erythrocephala</i> ([Denis et Schiff], 1775)	Med	Quercetalis	50	3
<i>Conistra ligula</i> (Esper, 1791)	Med	Quercetalis	5	
<i>Conistra rubiginosa</i> (Scopoli, 1763)	Med	Quercetalis	3	
<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	Eu-Sib	Silvicol	75	
<i>Cosmia affinis</i> (Linnaeus, 1767)	Eu-Sib	Silvicol	3	1
<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	6	
<i>Craniophora ligustri</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	5	1
<i>Cucullia umbratica</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök		2
<i>Deltote bankiana</i> (Fabricius, 1778)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	1	
<i>Diachrysia chrysitis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Altoherb.		12
<i>Diachrysia stenochrysis</i> (Warren, 1913)	Eu-Sib	Altoherb.		11
<i>Diarsia rubi</i> (Vieweg, 1790)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.	5	
<i>Dichonia aprilina</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Quercetalis	1	
<i>Dypterygia scabriuscula</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	712	15
<i>Enargia paleacea</i> (Esper, 1788)	Bor-Kont	Betulo-aln.	5	
<i>Epilecta linogrisea</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Quercetalis	1	
<i>Eucarta amethystina</i> (Hübner, 1803)	P-Kasz-M	Lápr-Lápe.	2	
<i>Eucarta virgo</i> (Treitschke, 1825)	P-Kasz-M	Lápr-Lápe.	1	
<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	27	2
<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	2	
<i>Euxoa segnilis</i> (Duponchel, 1837)	Med	Sztyepp	7	
<i>Euxoa tritici</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Sztyepp	2	
<i>Globia algae</i> (Esper, 1789)	Bor-Kont	Arundifil	9	
<i>Globia sparganii</i> (Esper, 1790)	Eu-Sib	Arundifil	3	
<i>Hadula trifolii</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Euryök	1	2
<i>Helicoverpa armigera</i> (Hübner, 1808)	Ext-Pal	Vándor	26	67
<i>Heliophobus reticulata</i> (Goeze, 1781)	P-Kasz-M	Mezofil	1	

Fajok	Faunaelem	Fauna komponens	FERM	FLORAL
<i>Helotropha leucostigma</i> (Hübner, [1808])	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	1	1
<i>Hoplodrina ambigua</i> ([Den. et Schiff., 1775])	Med	Euryök	75	7
<i>Hoplodrina blanda</i> ([Den. et Schiff., 1775])	Med	Silvicol	9	2
<i>Hoplodrina octogenaria</i> (Goeze, 1781)	Eu-Sib	Silvicol	4	9
<i>Hoplodrina respersa</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Quercetalis	1	
<i>Lacanobia aliena</i> (Hübner, 1809)	Eu-Sib	Sztyepp		1
<i>Lacanobia oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	88	2
<i>Lacanobia splendens</i> (Hübner, 1808)	P-Kasz-M	Lápr-Lápe.	1	
<i>Lacanobia suasa</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	39	
<i>Lacanobia thalassina</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	289	
<i>Lacanobia w-latinum</i> (Hufnagel, 1766)	Med	Sztyepp	1	1
<i>Lithophane ornitopus</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Euryök	17	
<i>Loscopia scolopacina</i> (Esper, 1788)	Bor-Kont	Nemorális	5	
<i>Macdunnoughia confusa</i> (Stephens, 1850)	Eu-Sib	Euryök	1	178
<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	53	4
<i>Mesapamea secalis</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Silvicol	37	
<i>Mesoligia furuncula</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	14	1
<i>Moma alpium</i> (Osbeck, 1778)	Med	Quercetalis	9	
<i>Mythimna albipuncta</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Mezofil	131	9
<i>Mythimna ferrago</i> (Fabricius, 1787)	Eu-Sib	Altoherb.	2	
<i>Mythimna impura</i> (Hübner, 1808)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	2	
<i>Mythimna l-album</i> (Linnaeus, 1767)	Eu-Sib	Euryök	11	
<i>Mythimna pallens</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	27	
<i>Mythimna pudorina</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	4	
<i>Mythimna turca</i> (Linnaeus, 1761)	Bor-Kont	Mezofil	220	20
<i>Mythimna vitellina</i> (Hübner, 1808)	Eu-Sib	Euryök	24	1
<i>Naenia typica</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Lápr-Lápe.	5	
<i>Noctua fimbriata</i> (Schreber, 1759)	Med	Euryök	57	
<i>Noctua interjecta</i> Hübner, 1803	Med	Quercetalis	7	
<i>Noctua interposita</i> (Hübner, 1790)	Med	Quercetalis	5	
<i>Noctua janthe</i> (Borkhausen, 1792)	Med	Silvicol	3	
<i>Noctua janthina</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Euryök	55	
<i>Noctua orbona</i> (Hufnagel, 1766)	Med	Sztyepp	20	1
<i>Noctua pronuba</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Euryök	729	28
<i>Ochropleura plecta</i> (Linnaeus, 1761)	Eu-Sib	Euryök	4	
<i>Oligia latruncula</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	103	1
<i>Oligia strigilis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	10	
<i>Orbona fragariae</i> (Vieweg, 1790)	Eu-Sib	Altoherb.	2	
<i>Parastichtis suspecta</i> (Hübner, 1817)	Eu-Sib	Pop-Salic.	5	
<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	33	2
<i>Phyllophila oblitterata</i> (Rambur, 1833)	Eu-Sib	Sztyepp	18	4
<i>Polia nebulosa</i> (Hufnagel, 1766)	Bor-Kont	Altoherb.	6	
<i>Protodeltote pygarga</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Euryök	16	
<i>Pseudeustrotia candidula</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Euryök	1	
<i>Pyrrhia umbra</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	4	

Fajok	Faunaelem	Fauna komponens	FERM	FLORAL
<i>Rhyacia simulans</i> (Hufnagel, 1766)	Bor-Kont	Sztyepp		1
<i>Rusina ferruginea</i> (Esper, 1785)	Eu-Sib	Silvicol	2	
<i>Staurophora celsia</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Sztyepp	32	24
<i>Thalpophila matura</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	121	1
<i>Tholera cespitis</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Bor-Kont	Sztyepp	10	
<i>Tiliacea aurago</i> (Den. et Schiff., 1775)	Med	Quercetalis	8	
<i>Tiliacea citrago</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Quercetalis		1
<i>Trachea atriplicis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	248	2
<i>Trichoplusia ni</i> (Hübner, 1803)	Szubmed	Vándor		9
<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	Eu-Sib	Pop-Salic.	10	
<i>Xestia baja</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Mezofil	1	
<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	42	2
<i>Xestia sexstrigata</i> (Haworth, 1809)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.	15	1
<i>Xestia stigmatica</i> (Hübner, 1813)	Eu-Sib	Mezofil	2	
<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)	Med	Mezofil	3	
<i>Xestia xanthographa</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Mezofil	464	5
<i>Xylena exsoleta</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Silvicol	13	
Összesített fajszám (Sössz)			182	120
Összesített egyedszám (Nössz)			7159	2532

2. táblázat: A Nagycserén fogott *Macroheterocera* fajok száma családonként, illetve bagolylepke (*Noctuidae*) alcsaládonként, a használt illatanyagok szerint külön-külön (FERM, FLORAL) és összesítve (Össz.), valamint az illatanyagok által együttesen (Közös) és az egyik, vagy másik illatanyag által kizárólagosan fogott (differenciális-Diff) fajok számai.

	FLORAL	FERM	Össz.	Diff _{FLORAL}	Diff _{FERM}	Közös
Sphingidae	1	1	2	1	1	0
Thyatiridae	0	4	4	0	4	0
Geometridae	29	15	32	17	3	12
Notodontidae	0	1	1	0	1	0
Erebidae	24	31	40	9	16	15
Nolidae	1	3	3	0	2	1
Noctuidae	67	128	144	16	77	51
Xyleninae	29	60	63	3	34	26
Noctuinae	9	27	28	1	19	8
Hadeninae	8	18	19	1	11	7
Plusiinae	10	2	10	8	0	2
Acronictinae	3	8	8	0	5	3
Egyéb alcsaládok	8	13	16	3	8	5
Lepkék összesen	122	183	226	43	104	79



1. ábra: A gyűjtött lepkék fogott egyedszámok alapján számolt családonkénti, illetve a bagolylepkék alcsaládonkénti relatív gyakoriságai (%) a két használt illatanyag (FLORAL, FERM) esetén külön-külön és összesítve.

A vizsgálat rövid időtartama, az alkalmazott módszer és a viszonylag csekély fogott fajszám ellenére a Nagycserén végzett mintavételek több érdekes és értékes adattal járultak hozzá a Dél-Nyírség lepkefaunájának ismeretéhez. Több olyan fajt sikerült befogni, melyek jelenléte váratlan a területen, illetve általában véve az Alföld egész területén ritkának számítanak. Ezek a fajok kivétel nélkül bagolylepkék, jellemzésük taxonómiai sorrendben:

Herminia tenuialis (Rebel, 1899) – nagy, diszjunkt elterjedésű déli kontinentális faj, lokális hazai előfordulása, főleg nedves, üde láperdők lakója. Hernyója avarfogyasztó.

Catocala fraxini (Linnaeus, 1758) – a legnagyobb méretű közép-európai bagolylepke. Nagy elterjedésű, de sehol sem gyakori. Hernyója polifág, fásszárúakon fejlődik (Mészáros & Szabóky 2012). Védett.

Catocala dilecta (Hübner, 1808) – széles, mediterrán elterjedésű faj, hazánkban nagyon szórványos megjelenésű. Meleg, száraz tölgyesek lakója. Hernyója tölgyön fejlődik. Jelenléte a vizsgálati területen fennmaradt elegyes tölgyerdőknek köszönhető. Védett.

Catocala hymenaea ([Denis & Schiffermüller], 1775) – széles elterjedésű faj, hazánkban főleg az alacsonyabb hegy- és dombvidékek lakója, az Alföldön lokális. Száraz tölgyesek és erdőszegélyek lakója. Hernyója Rosaceae családba tartozó cserjéken (*Prunus*, *Crataegus*) fejlődik.

Eucarta amethystina (Hübner, 1803) – nagy elterjedésű, hazánkban az Észak-Alföldön és a Nyírségben szinte mindenhol előfordul, és helyenként (pl. Bátorliget, Beregi-sík) gyakori is.

Nedvességigényes, mocsár- és lápréteken, üde erdőtisztásokon fordul elő. Hernyója ernyősvirágzatúakon fejlődik.

Eucarta virgo (Treitschke, 1825) – az előzőhöz hasonló elterjedésű és életmódú, de attól gyakoribb előfordulású faj, ami kevésbé kötődik a nedves élőhelyekhez. Hernyója lágyszárúakon fejlődik.

Helotropha leucostigma (Hübner, [1808]) – széles elterjedésű faj, főleg mocsár- és lápréteken fordul elő. Nálunk lokális előfordulású. Hernyója lágyszárúakon fejlődik.

Staurophora celsia (Linnaeus, 1758) – széles elterjedésű, de csak szórványos előfordulású faj. Magyarországon főleg a homokvidékeken elterjedt. A hernyói pázsitfüveken fejlődnek (Mészáros & Szabóky 2012). Védett.

Enargia paleacea (Esper, 1788) – nagy elterjedésű, de lokális előfordulású faj. Magyarországon ritka, elsősorban hegyvidékek lakója, az Alföldről csak kevés helyről ismert. Hernyója főleg nyíren fejlődik.

Xylena exsoleta (Linnaeus, 1758) – nagy elterjedésű, Magyarországon szinte mindenütt előfordul, de sehol sem tömeges. Polifág, hernyója különböző lágyszárúakon fejlődik (Ronkay & Ronkay 2006).

Orbona fragariae (Vieweg, 1790) – nagy elterjedésű faj, azonban mindenhol elég lokális és ritka. Magyarországról eddig csak kevés élőhelye ismert, az Alföldön ritkaságszámba megy. Élőhelyei főleg nedves és hűvös, dús aljnövényzetű erdőterületek. Tápnövényei apróbb kettészikűek (Ronkay & Ronkay 2006). Védett.

Euxoa segnilis (Duponchel, 1837) – nagy elterjedésű, szaggatott áreájú (félsivatagok, homokdűnék) faj, jellemzően homokterületeinken fordul elő. Polifág, hernyója különböző lágyszárúakon fejlődik (Ronkay & Ronkay 2006).

Diarsia rubi (Vieweg, 1790) – széles elterjedésű, de nem gyakori, az Alföldön csak lokális előfordulású. Nedvességigényes, főleg láperdőben, lápréteken él. Érdekessége, hogy eddigi ismereteink szerint a csaláttek iránt többé-kevésbé közömbös! Polifág, hernyója különböző lágyszárúakon fejlődik (Ronkay & Ronkay 2006).

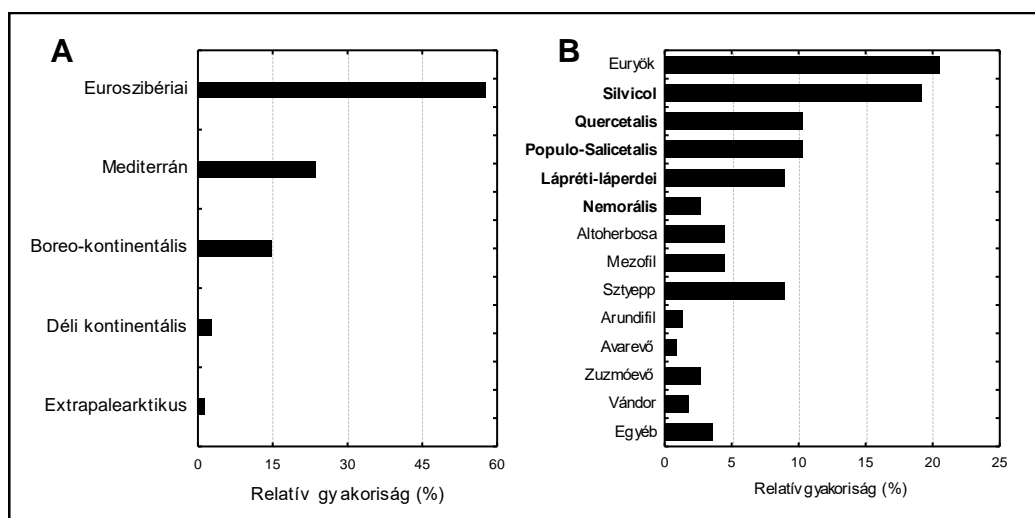
Agrotis vestigialis (Hufnagel, 1766) – széles elterjedésű faj, hazánkban homokterületeken tömeges lehet, más élőhelyeken csak szórványos. Polifág, főleg lágyszárúak gyökereit fogyasztja. Az Alföldről eddig csak kevés adata ismert (Szabóky & Leskó 1999).

Xestia sexstrigata (Haworth, 1809) – széles elterjedésű, de lokális előfordulású faj, korábban csak magashegyi tőzeglápokról, nagyobb mocsárvidékekről ismerték, ezért magyarországi megjelenése meglepő volt. A síkvidékekről a korábbi intenzív kutatások alkalmával nem került elő, az 1990-es évek végén azonban megfigyelhető volt a terjedése. Azóta számos síkvidéki területről igazolták jelenlétét. Hernyója különböző lágyszárúakon fejlődik (Ronkay & Ronkay 2006). Védett.

Naenia typica (Linnaeus, 1758) – nagy elterjedésű, azonban nálunk csak szórványosan előforduló faj. Nedvességigényes, főleg mocsárerdők és mocsárrétek jellemző faja. Polifág, hernyója különböző lágyszárúakon fejlődik (Ronkay & Ronkay 2006). Védett.

A fogott faunisztikailag jelentős és védett fajok között sok nedvességigényes, illetve kifejezetten homokterületekhez kötődő faj is megjelent a mintákban. Ez jól jelzi a vizsgált terület, illetve általában a Dél-Nyírség élőhelyeinek mozaikosságát, a vegetáció összetételének változatosságát: az erdők és rétek mélyebben fekvő részeinek időszakos vízborítását, a bukkközi laposokon jellegzetes láprétek és a magasabb térszínek, peremterületek homoki gyepeinek együttes jelenlétét. A nedvességigényes fajok magas száma jól mutatja, hogy a Dél-Nyírség a klíma elmúlt évtizedekben tapasztalható folyamatos melegedése (szárazodása) és a néhol intenzív tájhasználat (szántók, legelők) ellenére legalább részben képes volt megőrizni korábbi karakterét.

A vizsgált fauna állatföldrajzi szempontból jól jellemezhetők a faunaelemek megoszlása alapján (2A. ábra). A gyűjtött anyag zömét a széles ökológiai tűrőképességű euroszibériai elterjedésű fajok adták, amelyek a Kárpát-medencében általánosan elterjedtek, és általában gyakoriak is. Dominanciájuk nem meglepő, mivel a mintaterület környékének jelentős része bolygatott, vagy valamilyen kezelés alatt áll, ami számukra kedvező. Figyelemreméltó azonban, hogy az euroszibériai jellegű alapfauna mellett a fajok közel egyharmada valamilyen állatföldrajzi színezőelemnek tekinthető. Közülük a legjelentősebbek a mediterrán faunaelemek (*Lygephila procax*, *Minucia lunaris*, *Catocala dilecta*, *Catocala puerpera*, *Epilecta linogrisea*), de nagy volt a Kárpát-medencében zömmel hegyvidéki elterjedésű boreo-kontinentális („szibériai”) fajok száma is (pl.: *Macaria liturata*, *Athetis gluteosa*, *Helotropha leucostigma*), sőt több déli-kontinentális, ligeterdei és nedves réti élőhelyekhez kötött faj (*Herminia tenuialis*, *Eucarta amethystina*, *Eucarta virgo*) jelenléte is kimutatható volt.



2. ábra: A gyűjtött fajok faunaelem (A) és faunakomponens (B) szerinti megoszlása a fogott egyedyszámokból számolt relatív gyakoriságok alapján. Félkövér (B): lomberdei csoportok.

A terület növényzeti adottságait figyelembe véve az euryök fajok nagy részaránya volt várható. Az erdei élőhelyekhez kötődő fajok közül jelentősebbek a silvicol, a quercetalis és a populo-salicetalis lomberdei fajok voltak (pl: *Dypterygia scabriuscula*, *Allophyes oxyacanthae*, *Agrochola litura*, *A. macilenta*, *Cirrhia ocellaris*, *C. icteritia*). Természetközeli gyepterületek kisebb arányban vannak jelen a területen, mint az erdők, amit a sztyeppe elemek alacsonyabb részesedése is jól mutatott.

A vizsgálati időszakok során gyűjtött fajok közel 20%-a (39 faj) tartozik a potenciális kártevők közé (3. táblázat). Ugyan a legnagyobb veszélyt jelentő, a bagolylepke-családsorozatba (Noctuoidea) tartozó gyapjaslepkeformák két képviselője is jelen van (*Lymantria dispar*, *L. monacha*), azonban részesedési arányuk elenyésző (0,01-0,01%) volt a vizsgált időszakban. Az 1% feletti relatív gyakorisági értékekkel rendelkező abundáns fajok tömeges fellépése nem zárható ki, amely különböző mértékű károkat okozhat.

3. táblázat: A Debrecen-Nagycserén 2014-ben és 2015-ben illatanyagcsapdákkal gyűjtött abundáns lepkefajok faunaelem és faunakomponens besorolása (ld. még 1. táblázat) és az összesített fogott egyedszámok alapján számolt relatív gyakoriságai (%) csapdatípusonként.

Fajok	Faunaelem	Faunakomponens	FERM	FLO-RAL
Thyatiridae				
<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	1,73	0,00
<i>Tethea ocularis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Pop-Salic.	2,24	0,00
<i>Tethea or</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	1,98	0,00
Geometridae				
<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Lápr-Lápe.	0,00	0,08
<i>Chlorochlysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)	Med	Pop-Salic.	0,00	0,08
<i>Ectopis crepuscularia</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	0,03	0,95
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	Eu-Sib	Silvicol	0,68	1,18
<i>Hypomecis roboraria</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Silvicol	2,82	2,49
<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Nemorális	0,00	0,04
<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	0,04	0,12
<i>Plagodis dolabraria</i> (Linnaeus, 1767)	Eu-Sib	Silvicol	0,00	0,12
Notodontidae				
<i>Notodonta tritophus</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	0,01	0,00
Erebidae				
<i>Catocala fraxini</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Pop-Salic.	0,07	0,00
<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Zuzmóevő	0,10	0,12
<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	0,01	0,00
<i>Lymantria monacha</i> (Linnaeus, 1758)	Bor-Kont	Nemorális	0,01	0,00
<i>Minucia lunaris</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Med	Quercetalis	0,10	0,00
<i>Scoliopteryx libatrix</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Pop-Salic.	0,64	0,04
Nolidae				
<i>Earias chlorana</i> (Linnaeus, 1761)	Eu-Sib	Pop-Salic.	0,03	0,16

Fajok	Faunaelem	Faunakomponens	FERM	FLO-RAL
Noctuidae				
<i>Acronicta megacephala</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Pop-Salic.	0,81	0,00
<i>Acronycta rumicis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	1,93	0,24
<i>Agrochola circellaris</i> (Hufnagel, 1766)	Eu-Sib	Silvicol	1,55	0,20
<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	1,86	0,08
<i>Agrotis segetum</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	2,29	0,12
<i>Allophyes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	Med	Silvicol	1,16	0,16
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Nemorális	0,01	0,00
<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	Eu-Sib	Silvicol	1,05	0,00
<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	0,08	0,00
<i>Helicoverpa armigera</i> (Hübner, 1808)	Ext-Pal	Vándor	0,36	2,65
<i>Lacanobia oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	1,23	0,08
<i>Lacanobia suasa</i> ([Den. et Schiff.], 1775)	Eu-Sib	Euryök	0,54	0,00
<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Euryök	0,74	0,16
<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)	Eu-Sib	Silvicol	0,46	0,08

Thyatira batis (Linnaeus, 1758) – széles elterjedésű, kétnemzedékes faj. Tápnövényei a *Rubus*-félék közül kerülnek ki. Két nemzedéke május és június fordulóján, valamint augusztus-szeptemberben repül. A talajban báb alakban telel (Szabóky & Leskó 1999).

Tethea ocularis (Linnaeus, 1758) / *Tethea or* ([Denis et Schiffermüller], 1775) – az előző fajhoz hasonlóan széles elterjedésűek, hernyóik nyáron és fűzeken fejlődnek. Mindkét faj kétnemzedékes. Számottevő kártételükre még nem volt példa (Szabóky & Leskó 1999, Zúbrík et al 2013).

Hypomecis roboraria ([Denis et Schiffermüller], 1775) – Széles elterjedésű faj, lombos erdőkben gyakori. Egynemzedékű. A pete telel át, a hernyók tavasszal lombos fákon fejlődnek, leginkább tölgy fajokon táplálkozik (Mészáros & Szabóky 2012).

Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763) – Az előző fajhoz hasonló elterjedésű és életmódú faj. Kétnemzedékű, a hernyók május és szeptember között táplálkoznak, főleg tölgy fajokon (Mészáros & Szabóky 2012).

Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758) – egész Európában megtalálható, hazánkban szinte mindenhol előfordul. Egynemzedékes, szeptember elejétől repül. A hernyó a galagonya, a kökény és a körte fajokon fejlődik (Zúbrík et al 2013).

Acronicta rumicis (Linnaeus, 1758) – Egész Euráziában általánosan elterjedt, Magyarországon gyakori. Hazánkban háromnemzedékű, az első egyedek már április elejétől repülnek. A hernyók polifágok, május végétől októberig folyamatosan megtalálhatóak. Különböző

mértékű kártétele megfigyelhető volt már fiatal fűz- és nyárfákon, gyümölcsfákon, rózsán stb. (Mészáros & Szabóky 2012).

Helicoverpa armigera (Hübner, 1808) – Vándor faj, első megjelenése után októberig szinte folyamatosan tenyészik, melegebb években át is teletelhet. Polifág, a hernyók számos termesztett és vadon termő növény károsítói. Leginkább a mezőgazdasági termesztésben okoz károkat (Mészáros & Szabóky 2012), de akác, nemes nyár és tölgy fiatalosokban is egyre gyakrabban észlelik tömeges jelenlétét és lombrágását (Csóka et al 2013)

Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761) – Egész Európában elterjedt, polifág faj. Tápnövényei többek között a tölgy, hárs, juhar, szil, fűz, galagonya stb. A hernyó május-június folyamán táplálkozik. A fiatal hernyó a rügyeket és a virágokat rágja (Szabóky & Leskó 1999).

Agrochola circumcellaris (Hufnagel, 1766) – szintén egész Európában elterjedt, polifág faj. Főbb tápnövényei a fűz, nyár, szil, bükk, nyír stb. fajok közül kerülnek ki. A hernyók március-április folyamán táplálkoznak, eleinte virágrügyeket, virágokat, terméskezdeményeket, később pedig lágyszárú növényeket fogyaszt (Szabóky & Leskó 1999).

Agrotis segetum ([Denis et Schiffermüller], 1775) – általában elterjedt, polifág faj. Erdészeti fafajokban a bükk, a tölgy, a gyertyán, a fűz, a fenyő stb. csemetéit károsíthatja. A mezőgazdaságban szinte minden kultúrnövényt károsíthat. Kétnemzedékes, a nemzedékek összefolyhatnak. Fejlett hernyóként telet, a teletelés előtti hernyónemzedék kártétele nagyobb (Szabóky & Leskó 1999).

Agrotis exclamatoris (Linnaeus, 1758) – az előzőhöz hasonlóan általánosan elterjedt, polifág, erdészetekben főleg fenyő, szil és juhar fajokon él. Hernyói nyáron és ősszel táplálkoznak. Szintén fejlett hernyóként telet. Leginkább fiatal telepítésű erdőkben és csemetekertben okozhat kárt (Szabóky & Leskó 1999, Zúbrik et al 2013).

A lepkefauna vizsgálata összességében azt a már ismert tényt igazolta, hogy a Nyírség faunájában az erdei elemek dominálnak, hiszen a Nyírség, az Alföld nagy részétől eltérően, nem erdőössztyepp-táj, hanem már klímazonális erdőterület. Vizsgálataink is megerősítették, hogy az erdőlakó fajok közt van a legtöbb állatföldrajzi színezőelem, illetve védett faj is. Ettől az általános képtől a magasabb fekvésű, mélyebb talajvízszintű buckás élőhelyek térnek el jelentősen, ahol mérsékelt számban megjelennek a homoki élőhelyek specialistái. Bár a használt illatanyagok, nagy számban képesek azokat csalogatni (Szanyi et al 2015, 2017, Nagy et al 2014, 2015a, 2015b) az agrár-, illetve erdészeti kártevők csak kisebb számban jelentkeztek, hisz a területen nincsen olyan arányban jelen a nagytáblás növénytermesztés, ami tömeges fellépésüket indokolta volna.

A lepkefauna alapján a terület továbbra is őrzi a rá természetesen jellemző fauna és flóra vonásait, amit számos tényező, köztük a kedvezőtlen tájhasználat (idegenhonos fafajok telepítése, mezőgazdasági intenzifikáció) és a klímaváltozás egyaránt veszélyeztet. A nagy fajgazdagságú, unikális, a különböző faunaelemek és faunakomponensek sajátos keverékét

mutató fauna megóvása azonban további kutatásokat és az azok alapján tervezett tájhasználatot és természetvédelmi fenntartó kezelést feltételez.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szanyi Szabolcs munkáját az MTA Domus Junior ösztöndíja támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Abafi-Aigner L. 1907: Magyarország lepkéi tekintettel Európa többi országainak lepke-faunájára. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- Ács E., Bálint Zs., Ronkay G., Ronkay L., Szabóky Cs., Varga Z. et al. 1991: The Lepidoptera of the Bátorliget nature Conservation Area. In: Mahunka S. (ed): The Bátorliget Nature Reserve-after forty years. Hungarian Natural History Museum, Budapest, 505–540.
- Baranyi T. 2003: A keleti lápibagoly (*Arytrura musculus*) és a Metelka-medvelepke (*Rhyarioides flavidus metelkanus*) előfordulásai a Dél-Nyírségben (Lepidoptera). *Folia Entomologica Hungarica* 48: 357–361.
- Baranyi T. & Bertalan L. 2002: A Hanelek, a Mogyorósi-erdő (Teleki-legelő), a Káposztás-lapos és a Jónás-rész Nagylepkéfaunájának (Macrolepidoptera) vizsgálata. *A Pusztá* 19(1): 23–66.
- Baranyi T., Józsa Á.Cs. & Korompai T. 2005: 2006. évi adatok a Tiszántúl és a Tisza-mente Lepidoptera-faunájának ismeretéhez (Lepidoptera). *A Pusztá* 22(1): 29–112.
- Baranyi T., Korompai T., Józsa Á. Cs. & Bertalan L. 2004: Adatok a Tiszántúl és a Tisza-mente Lepidoptera-faunájának ismeretéhez (Lepidoptera). *A Pusztá* 21(1): 21–134.
- Boros Á. 1932: A Nyírség flórája és növényföldrajza. Tisza István Tudományos Társaság Honismerteti Bizottságának Kiadványai VIII., Debrecen, 208.
- Cantelo W.W. & Jacobson M. 1979: Phenylacetaldehyde attracts moths to bladder flower and blacklight traps. *Environmental Entomology* 8: 444–447. DOI: [10.1093/ee/8.3.444](https://doi.org/10.1093/ee/8.3.444)
- Csóka Gy., Hirka A., Koltay A. & Kolozs L. 2013: Erdőkárók – képes útmutató. NÉBIH Erdészeti Igazgatósága és az Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest.
- Kelecsényi K. 1885: Éjjeli lepkévadászat Nyitra megyében. *Rovartani Lapok* 2: 71–74.
- Kovács L. 1953: Bátorliget nagylepke-faunája. *Macrolepidoptera*. In: Székessy V. (ed): Bátorliget élővilága. Akadémiai kiadó, Budapest, 326–380.
- Landolt P.J. 2000: New chemical attractants for trapping *Lacanobia subjuncta*, *Mamestra configurata*, and *Xestia c-nigrum* (Lepidoptera: Noctuidae). *Journal of Economical Entomology* 93: 101–106. DOI: [10.1603/0022-0493-93.1.101](https://doi.org/10.1603/0022-0493-93.1.101)
- Landolt P.J. & Alfaro J.F. 2001: Trapping *Lacanobia subjuncta*, *Xestia c-nigrum* and *Mamestra configurata* (Lepidoptera: Noctuidae) with acetic acid and 3-methyl-1-butanol in controlled release dispensers. *Environmental Entomology* 30: 656–662. DOI: [10.1603/0046-225x-30.4.656](https://doi.org/10.1603/0046-225x-30.4.656)
- Matus G. & Papp M. 2003: Adatok Hajdúsámson és Vámospércs környékének (Dél-Nyírség) flórájához. *Kitaibelia* 8(1): 99–112.
- Mészáros Z. & Szabóky Cs. 2012: A magyarországi nagylepkék gyakorlati albuma. Szalkay József Magyar Lepkészetűi Egyesület, Budapest.
- Mészáros Z. & Vojnits A. 1972: Lepkék, pillék, pillangók. Natura. Budapest.
- Nagy A., Szarukán I., Gém F., Nyitrai R. & Tóth M. 2014: Vizsgálatok bagolylepkék (Lepidoptera: Noctuidae) fogására kifejlesztett szintetikus illatanyag csalétek hatékonyságának növelésére. *Acta Agraria Debreceniensis* 62: 86–91. DOI: [10.34101/actaagrar/62/2174](https://doi.org/10.34101/actaagrar/62/2174)
- Nagy A., Szarukán I., Gém F., Nyitrai R., Füst-Molnár B., Németh A., et al. 2015a: Preliminary data on the effect of semi-synthetic baits for Noctuidae (Lepidoptera) on the non-target Lepidoptera species. *Acta Agraria Debreceniensis* 66: 71–80. DOI: [10.34101/actaagrar/66/1895](https://doi.org/10.34101/actaagrar/66/1895)

- Nagy A., Szarukán I., Szanyi Sz., Kozák L., Füsti-Molnár B., Varga Z. et al. 2015b: Bagolylepkek Illatanyagokkal történő csapdázásának eredményei Hajdú-Bihar megyei területeken. In: Bakonyi I. (ed): X. Növényorvos nap. Konferencia helye, ideje: Budapest, 2015.11.11. Magyar Növényvédő Mérnöki és Növényorvosi Kamara, 78–79.
- Papp L. & Dudás M. 1989a: Adatok a Közép-, a Dél-Nyírség és környékének botanikai értékeiről I. *Calandrella* 2(2): 5–25.
- Papp L. & Dudás M. 1989b: Adatok a Közép-, a Dél-Nyírség és környékének botanikai értékeiről II. *Calandrella* 3(2): 13–33.
- Petrich K. 2001: A velencei táj lepkevilága. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Ronkay G. & Ronkay L. 2006: A magyarországi csuklyás-, szegfű- és földibaglyok atlasza. *Natura Somogyiensis* 8: 1–416.
- Soó R. 1934: Nyírség-kutatásunk florisztikai eredményei. *Botanikai Közlemények* 31(5-6): 218–250.
- Soó R. 1937: Pótlékok nyírségi flórakutatásunk eredményeihez. *Botanikai Közlemények* 34(1-2): 33–44.
- Soó R. 1938: Vízi, mocsári és réti növénytársulások a Nyírségben. *Botanikai Közlemények* 35(5-6): 250–272.
- Soó R. 1939a: Pótlékok nyírségi flórakutatásunk eredményeihez II. *Botanikai Közlemények* 36(5-6): 307–312.
- Soó R. 1939b: A Nyírség vegetációja III. A Nyírség pusztai növénytársulások. *MTA Matematikai és Természettudományi Értesítő* 58: 833–844.
- Soó R. 1943: A nyírségi erdők a növénytársulások rendszerében. *Acta Geobotanica Hungarica* 5: 315–352.
- Szabóky Cs. & Leskó K. 1999: Lepidoptera – Lepkék. In: Tóth J. (ed): Erdészeti rovartan. Agroinform kiadó, Budapest, 307–409.
- Szanyi Sz., Nagy A., Molnár A., Tóth M. & Varga Z. 2015: Pest species of Macrolepidoptera in the Game Reserve of Velyka Dobron' (Transcarpathia, Ukraine). *Acta Agraria Debreceniensis* 65: 58–64. DOI: [10.34101/actaagrar/66/1893](https://doi.org/10.34101/actaagrar/66/1893)
- Szanyi Sz., Nagy A., Molnár A., Katona K., Tóth M. & Varga Z. 2017: Night-active Macroheterocera species in traps with synthetic attractants in the Velyka Dobron' Game Reserve (Ukraine, Transcarpathia). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 63(1): 97–114. DOI: [10.17109/azh.63.1.97.2017](https://doi.org/10.17109/azh.63.1.97.2017)
- Tóth M., Szarukán I., Dorogi B., Gulyás A., Nagy P. & Rozgonyi Z. 2010: Male and female Noctuid moths attracted to synthetic lures in Europe. *Journal of Chemical Ecology* 36: 592–598. DOI: [10.1007/s10886-010-9789-z](https://doi.org/10.1007/s10886-010-9789-z)
- Tóth M., Szarukán I., Nagy A., Gém F., Nyitrai R., Kecskés Zs., et al. 2015: Félisztetikus „biszex” csalétek kártevő rovarok nőtényeinek és hímjeinek fogására. *Növényvédelem* 51: 197–205.
- Varga Z. 1957: Debrecen és környéke nagylepkefaunája. *Folia Entomologica Hungarica* 10: 235–258.
- Varga Z. 1960a: Debrecen környéke nagylepke-faunájának állatföldrajzi elemzése. *Folia Entomologica Hungarica* 13: 69–123.
- Varga Z. 1960b: Újabb adatok Debrecen környéke nagylepke-faunájához. *Folia Entomologica Hungarica* 13: 537–542.
- Varga Z. 1962: A Nyírség déli része Macrolepidoptera faunája. *Calandrella*, Debrecen.
- Varga Z. (ed.) 2011: Magyarország nagylepkéi – Macrolepidoptera of Hungary. Heterocera Press, Budapest.
- Varga Z., Ronkay L., Bálint Zs., László M.Gy. & Peregovits L. 2004: Checklist of the fauna of Hungary. Volume 3. Macrolepidoptera. Hungarian Natural History Museum, Budapest, 106.
- Zúbrík M., Kunca A. & Csóka Gy. 2013: Insect and diseases damaging trees and shrubs of Europe – A Colour Atlas. NAP Editions.

Érkezett: 2019. április 29.

Közlésre elfogadva: 2019. szeptember 3.

A FEHÉR FAGYÖNGY (*VISCUM ALBUM* L.) ÁLTAL FERTŐZÖTT GAZDAFÁK DENDROMETRIAI TULAJDONSÁGAI KÖZÖTTI KAPCSOLATOK VIZSGÁLATA A FERTŐZÉS ERŐSSÉGÉNEK FÜGGVÉNYÉBEN

Baltazár Tivadar¹, Varga Ildikó² és Pejchal Miloš³

¹Department of Agrochemistry, Soil Science, Microbiology and Plant Nutritions, Faculty of AgriSciences, Mendel University in Brno

²Enviroinvest Környezetvédelmi és Biotechnológiai Zrt.

³Department of Planting Design and Maintenance, Faculty of Horticulture in Lednice, Mendel University in Brno

Kivonat

Jelen kutatás célja a fák magassága és a törzsátmérője közötti kapcsolat modellezése a gazdafajok és a fagyöngyfertőzés erősségének függvényében. Erre a célra 5 nemzetségből (*Acer*, *Crataegus*, *Juglans*, *Robinia* és *Tilia*) összesen 10 gazdafajt választottunk ki, ami több mint 3000 (ebből fertőzött kb. 1400) egyedet jelent. A vizsgált gazdafajok a lednicei kastélyparkban találhatóak, ami a fagyöngy elterjedés egyik centruma Csehországban. A kapcsolat jellemzésére logaritmus regressziót választottunk, ami viszonylag pontosan és egyszerűen modellezi a két dendrometriai tulajdonság közötti kapcsolatot. A kapott eredményekből egyértelműen megállapítható, hogy a fertőzés növekedésével egyenes arányosan csökken a fámagasság és törzsátmérő közötti kapcsolat erőssége, a különbség több gazdafaj esetében is statisztikailag szignifikánsnak bizonyult. Mindazonáltal ennek a kapcsolatnak a pontos modellezése sokkal bonyolultabb, mivel a fagyöngy jelenlétének negatív hatása eltérő lehet akár gazdafajon belül is.

Kulcsszavak: fehér fagyöngy, *Viscum album*, fertőzés intenzitása, fámagasság, törzsátmérő.

INVESTIGATION OF RELATIONSHIP BETWEEN DENDROMETRIC VARIABLES OF INFECTED HOST TREES BY EUROPEAN MISTLETOE (*VISCUM ALBUM* L.) WITH DEPENDENCE OF INFECTION INTENSITY

Abstract

The aim of our study was modeling the relationship between the tree height and diameter at breast height (DBH) with dependence of host taxa and mistletoe infection intensity. Ten woody species have been selected for this study from 5 genera (*Acer*, *Crataegus*, *Juglans*, *Robinia* and *Tilia*) representing more than 3,000 individuals whereof about 1400 are already infected. The examined host taxa can be found in the castle park of Lednice in Czech Republic. The park is in the centers of the mistletoe distribution in this region. Logarithmic regression was chosen characterizing this relationship because these two dendrometric variables relatively accurately and simply. From the obtained result, it can be clearly established that as the infection intensity increases, the relationship between the height and DBH decreases proportionally. The difference was also statistically significant for several other host species. However, the exact modelling of this relationship is more complicated, because the negative effect of mistletoe may differ within host species too.

Keywords: European mistletoe, *Viscum album*, infection intensity, tree height, diameter at breast height.

BEVEZETÉS

A famagasság (*tree height – H*), illetve a törzsvastagság (*diameter at breast height – DBH*) az egyik legfontosabb dendrometriai tulajdonság, ami a fakataszter összeállítása során rögzítésre kerül egy konkrét faegyed esetében (Kurz et al 1992, Sharma 2009). Ezek az alapadatok rendszerint nemcsak a további dendrometriai tulajdonságok meghatározásának alapját adják (pl. a famagasságból kiszámítható a korona térfogata), hanem adathiány esetében pl. egy adott faj törzsvastagságából is következtethetünk annak magasságára (Curtis et al 1981, Huang 1999). A faegyedek ezen (és egyéb kiegészítő) tulajdonságai segítheti feltérképezni egy adott erdei növénytársulás aktuális állapotát és fejlődését az idő függvényében (Huang & Titus 1994, Moore et al 1996).

A kettő közül rendszerint a fa magasságának mérése nehezebb és időigényesebb, valamint nagyobb hibalehetőséget is von maga után, főleg akkor, ha a vizsgált faegyedek nem szoliterként, hanem összefüggő facsoportokban helyezkednek el (Huang et al 2000, Ahmadi et al 2013). Ebből kifolyólag egy nagyobb erdei fakataszter összeállítása során a törzsvastagságot minden faegyed esetében, míg a magasságot csak néhány faj esetében mérik (Peng et al 2001, Lumbers et al 2011). A törzsvastagság mérése esetén a fakéreg, illetve annak vastagsága torzíthatja a mérési eredményeket, de szélsőséges esetekben olyan technikai problémák is felmerülhetnek (pl. duplatörzs) ami megakadályozza a törzsvastagság mérésének 1,3 m magasan történő elvégzését (Colbert et al 2002, Pejchal 2008).

A famagasság és a törzsmérő közötti kapcsolat jellemzése különböző matematikai modellek segítségével történik, amelyek többé-kevésbé követik a famagasság változását a törzsmérő vastagságának függvényében (Botkin et al 1972, Vanclay 1994, Misir 2010). A vizsgálat elvégzésére számos matematikai modellt fejlesztettek ki – az egyszerűektől az egészen bonyolultabbig – melyek alkalmazása elsősorban a vizsgált fafajtól függ (Calama & Montero 2004, Sharma & Zhang 2004, Krisnawati et al 2010). E matematikai modell összeállítását nehezíti, hogy a magasság és a törzsmérő közötti kapcsolat tipikusan nem lineáris, ami azzal magyarázható, hogy a faegyedek növekedési erélye az idő előrehaladtával fokozatosan csökken (Niklas 1995, Zhang 1997).

A famagasság és a törzsvastagság közötti kapcsolat elemzését tovább nehezíti az a tény, hogy a növekedést befolyásolhatják olyan tényezők is, amelyek hatását nem lehet pontosan előrevetíteni (Zuber 2004, Dobbertin et al 2005, Dobbertin & Rigling 2006). Ezek közé nemcsak azok a faktorok tartoznak (pl. az adott régió klímája, tengerszint feletti magasság, talajtípus stb.), aminek valószínűsítő hatásai az adott statisztikai modellbe viszonylag könnyen beépíthetők, hanem azok a tényezők is (pl. kórokozók és kártevők, fajon belüli eltérések stb.), amelyek hatása rendszerint erősen változó és eltérő akár országon vagy régióon belül is (Kartoolinejad et al 2007, Kołodziejek et al, 2013). Ezen kívül elkülönítve kell kezelni azokat a faegyedeket, amelyek városi környezetben élnek, mivel ebben az esetben a növények eleve nagyobb stressznek vannak kitéve, mint a természetes környezetükben előfordulóak, ami kihatással van az adott fafaj növekedési erélyének csökkenésére is (Paganová 2008, Paganová & Bakay 2010).

A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) félélősködő révén számos olyan kárt tud okozni az általa fertőzött gazdafán, amelyek hatása rendszerint visszafordíthatatlan (Stopp 1961, Grundmann et al 2012). Ezek közül legfontosabb, hogy szignifikánsan csökkenti a gazdafaj magasságát és törzsátmérőjét, bár nem egyértelmű, hogy a magasságcsökkenés közvetlenül a fagyöngy fertőző hatásától, vagy a faegyed csökkent életerejére következtében közvetve következik be (Tubeuf 1923, Hawksworth 1983, Barbu 2012).

A fertőzöttség és a gazdafa dendrometriai tulajdonságai közötti kapcsolatot számos szerző vizsgálta (Noetzi et al 2003, Kanat et al 2010, Catal & Carus 2011). A perzsa varázsfű (*Parrotia persica* (DC.) C. A. Mey.) és az ezüst juhar (*Acer saccharinum* L.) esetében statisztikailag szignifikáns (sok esetben pozitív) kapcsolatot jegyeztek fel a gazdafa magassága, illetve annak törzsátmérője és a fertőzöttség között. A famagasság és a gazdafa törzsvastagságának növekedésével növekszik a fertőzöttség, illetve a fertőzött fák rendszerint magasabbak (Kartoolinejad et al 2007, Kołodziejek & Kołodziejek 2013, Kołodziejek et al 2013).

A jelen kutatás célja a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat modellezése a fagyöngyfertőzés erősségének függvényében. A fő cél olyan matematikai modell keresése, aminek segítségével nagy valószínűséggel meghatározható a gazdafa magassága, annak törzsátmérőjének és a fertőzés erőssége függvényében. Mindazonáltal feltételezzük, hogy a fertőzés erősségének növekedése következtében még gazdafajon belül sem írható le pontosan a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat szabályos matematikai modellekkel.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kutatásunk során vizsgált gazdafajok a Lednice község kastélyparkjából (Břeclav járás, Csehország) kerültek ki, ami a fagyöngy előfordulásának egyik legnagyobb centruma, míg a potenciális gazdafajok számának tekintetében a legmagasabb az egész országban (Spálavský 2001, Procházka 2004, Bulíř 2010). A mintaterület Csehország legmelegebb része (az évi átlaghőmérséklet 9 °C körüli), ami tovább kedvez a fagyöngy terjedésének (Skalický 1988, Culek 1996).

A kastélypark összterülete a halastavakkal együtt kishíján eléri a 200 ha-t. Az egész park területén nagy számmal található fásszárú növények, amelyek egy része nagyobb faállományban, másik része kisebb facsoportokban, töredéke pedig szoliterként fordul elő. A fásszárú növények közel 20%-a tűlevelű, azonban a park területén kizárólag lombhullatók fajok fertőzöttek. A parkban előforduló taxonok száma 540 körül van, ami kb. 15 000 faegyedet jelent (Spálavský 2001, Krejčířik et al 2015).

A vizsgálat során felhasználtuk nemcsak az eredeti fakatasztert, hanem annak frissített változatát is, ami a parkban található összes fásszárú egyedet tartalmazza (Pejchal & Šimek 1996, Šimek et al 2003, 2009). A meglévő fakatasztert fokozatosan aktualizáltuk 2011 és 2013 között, amibe aztán a fagyöngyfertőzésre vonatkozó adatok is belekerültek. Minden egyes faj pontos meghatározásra került annak tudományos nevével (Erhardt & Zander

2008), amihez hozzárendeltük az alapvető dendrometriai tulajdonságaikat (Machovec 1982, Pejchal 2008, Pejchal & Šimek 2015): famagasság (magasságmérővel, 1 m pontossággal mérve) és a törzsvastagság (1 cm pontossággal mérve 1,3 m magasságban a földfelszíntől).

A fagyöngy fertőzés megállapítása során egy arányt kerestünk az összfagyöngytérfogat és a lombkorona között, amit aztán százalékos formában fejeztük ki és az alábbi fagyöngy-fertőzési skálát hoztunk létre (Spálavský (2001) alapján módosítva):

0. nem fertőzött: vizsgált faegyed nincs fagyönggyel fertőzve (0 %)
1. kis mértékben fertőzött: a faegyed vagy egyetlen fagyöngybokorral fertőzött vagy többel, ebben az esetben az összfagyöngytérfogat nem haladja meg a lombkorona térfogat egy tizedét (1-10 %)
2. közepes mértékben fertőzött: a faegyed közepes mértékben fertőzött esetleg némely vázága nagyobb mértékben, azonban a fagyöngybokrok összterfogata a lombkorona térfogatának maximum 40 %-a
3. erősen fertőzött: a faegyed nagy mértékben fagyönggyel fertőzött (beleértve a fa összes vázáját, illetve az egyes ágvégeket is), a fagyöngybokrok összterfogata már meghaladhatja a lombkorona térfogata felét is (41-100 %)

Az adatelemzés során – pontosabb eredmények érdekében – kizárólag azokkal a gazdafajokkal dolgoztunk tovább, amelyek a leggyakrabban fordultak elő a kastélyparkban. Ebből kifolyólag összesen 10 gazdafajt használtuk fel (1. táblázat).

1. táblázat: A lednicei kastélypark leggyakoribb gazdafajai a fertőzés függvényében.

Table 1: The most common host species of Castle park Lednice depending on infection.

Gazdafa	Összesen (db)	Nem fertőzött	Kis mértékben fertőzött	Közepes mértékben fertőzött	Nagy mértékben fertőzött
<i>Acer campestre</i> L.	1266	733	377	117	39
<i>Acer platanoides</i> L.	159	66	68	14	11
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	205	125	45	18	17
<i>Crataegus</i> spp.	188	93	66	23	6
<i>Juglans nigra</i> L.	117	34	17	35	31
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	142	64	67	8	3
<i>Tilia cordata</i> Mill.	515	222	94	94	105
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	447	277	107	30	33
Összesen (db)	3039	1614	841	339	245

A statisztikai elemzések során a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat jellemzésére – a fertőzés erősségének függvényében – variancia-kovariancia-elemzést (*analysis of covariance* – ANCOVA) alkalmaztunk, ami tulajdonképpen a hagyományos regresszió és a varianciaanalízis ötvözetete. Ehhez folytonos függő változóként (*continuous response variable*) a famagasságot, kategoriális magyarázó változóként/faktorként (*categorical explana-*

tory variable – factor) a fagyöngyfertőzés erősségét, valamint a törzsvastagságot, mint kovariáns (covariate) vettük figyelembe. Utóbbin logaritmikus transzformációt hajtottunk végre, hogy e kapcsolatot, mint lineárisra visszavezethető regressziót tudjuk kezelni. A regressziós egyenes együtthatóit a közönséges legkisebb négyzetek módszere (ordinary least squares method – OLS) szerint határoztuk meg. A két dendrometriai tulajdonság közötti kapcsolat erősségének meghatározása determinációs együttható (determination coefficient) segítségével történt. A teljes modell esetében pedig a szórásnégyzeteket F-próbával, a hatásméretet pedig a parciális éta négyzet (partial eta squared) segítségével határoztuk meg. Az elemzések elvégzése után minden esetben elvégeztük – különböző próbák és diagnosztikus ábrák segítségével – az adott statisztikai modellre vonatkozó feltételeket.

A gyűjtött adatok tárolását és feldolgozását a Microsoft Office Excel 365 táblázatkezelő program online verziójával, míg a bonyolultabb statisztikai elemzéseket pedig az R statisztikai program 3.6.1. verziójával végeztük (R Core Team 2019) az alábbi kiegészítő csomagok segítségével: „BaylorEdPsych” (Beaujean 2012), illetve a „ggplot2” (Wickham 2016) a haladó szintű grafikus ábrázoláshoz. A statisztikai elemzésekhez és az eredmények grafikus ábrázolásához szükséges R szkriptum összeállításához pedig a Tinn-R kódszerkesztő programot (Faria et al 2013), illetve az eredményeket azonnal megjelenítő RStudio kiegészítő segédprogramot (RStudio Team 2015) együttesen használtuk fel.

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A variancia-kovariancia elemzés eredményei alapján elmondható, hogy a fagyöngy hatása statisztikailag nem szignifikáns az alábbi gazdafajok esetében: *Acer campestre* ($F_{3,1258} = 0.91$, $p = 0.43$, $\eta_p^2 = 0.002$), *Acer platanoides* ($F_{3,151} = 2.48$, $p = 0.06$, $\eta_p^2 = 0.047$), *Acer pseudoplatanus* ($F_{3,197} = 1.48$, $p = 0.22$, $\eta_p^2 = 0.02$), *Crataegus* spp. ($F_{3,180} = 1.92$, $p = 0.13$, $\eta_p^2 = 0.03$), *Juglans nigra* ($F_{3,109} = 1.17$, $p = 0.32$, $\eta_p^2 = 0.03$) és a *Robinia pseudoacacia* ($F_{3,134} = 0.75$, $p = 0.52$, $\eta_p^2 = 0.016$). A fagyöngy hatása azonban statisztikailag szignifikánsnak bizonyolult a *Tilia cordata* ($F_{3,507} = 6.02$, $p < 0.001$, $\eta_p^2 = 0.03$) és a *Tilia platyphyllos* ($F_{3,439} = 6.28$, $p < 0.001$, $\eta_p^2 = 0.041$) gazdafajok esetében.

A fagyöngy és a famagasság közötti interakciós kapcsolat vizsgálata esetében csupán az *Acer campestre* ($F_{3,1258} = 5.22$, $p = 0.001$, $\eta_p^2 = 0.01$) gazdafaj esetében találunk statisztikailag szignifikáns különbséget, a többi fajnál már azonban nem: *Acer platanoides* ($F_{3,151} = 2.14$, $p = 0.10$, $\eta_p^2 = 0.04$), *Acer pseudoplatanus* ($F_{3,197} = 2.40$, $p = 0.07$, $\eta_p^2 = 0.04$), *Crataegus* spp. ($F_{3,180} = 1.10$, $p = 0.35$, $\eta_p^2 = 0.02$), *Juglans nigra* ($F_{3,109} = 1.57$, $p = 0.20$, $\eta_p^2 = 0.04$) *Robinia pseudoacacia* ($F_{3,134} = 1.29$, $p = 0.28$, $\eta_p^2 = 0.028$), *Tilia cordata* ($F_{3,507} = 1.99$, $p = 0.11$, $\eta_p^2 = 0.01$) és a *Tilia platyphyllos* ($F_{3,439} = 0.60$, $p = 0.62$, $\eta_p^2 = 0.004$).

A variancia-kovariancia elemzés eredményei továbbá bebizonyították a logaritmikus kapcsolatot a famagasság és a törzsméret között, ami az összes gazdafaj esetében statisztikailag szignifikáns:

- *Acer campestre* ($F_{7,1258} = 159.9$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.47$, adj. $R^2 = 0.47$),
- *Acer platanoides* ($F_{7,151} = 19.55$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.48$, adj. $R^2 = 0.45$),
- *Acer pseudoplatanus* ($F_{7,197} = 39.16$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.58$, adj. $R^2 = 0.57$),
- *Crataegus* spp. ($F_{7,180} = 20,13$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.44$, adj. $R^2 = 0.42$),
- *Juglans nigra* ($F_{7,109} = 14.81$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.49$, adj. $R^2 = 0.45$),
- *Robinia pseudoacacia* ($F_{7,134} = 21.99$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.53$, adj. $R^2 = 0.51$),
- *Tilia cordata* ($F_{7,507} = 87.52$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.55$, adj. $R^2 = 0.54$),
- *Tilia platyphyllos* ($F_{7,439} = 83.31$, $p < 0.001$; $R^2 = 0.57$, adj. $R^2 = 0.56$).

A 2. táblázat mutatja a regressziós koefficiensek alakulását a fagyöngyfertőzés erősségének függvényében a leggyakoribb gazdafajok esetében. Az elemzés során logaritmikus regressziót alkalmaztunk, ahol a törzsvastagságon hajtottuk végre a logaritmikus transzformációt. Az első szám (*intercept*) az y tengellyel való metszéspont, a második szám a regressziós egyenes meredekségét (*slope*) határozza meg. A regressziós egyenesen kívül minden esetben feltüntettük a determinációs együtthatót is.

2. táblázat: A famagasság (H) és a törzsátmérő (DBH) közötti kapcsolat alakulása különböző gazdafajok esetében a fagyöngyfertőzés függvényében.

Table 2: Development of the relationship between tree height (H) and diameter at breast height (DBH) in case of host taxa with dependence of mistletoe infection.

Gazdafa	A fertőzés erőssége	Regressziós függvény	Determinációs együttható (R^2)
<i>Acer campestre</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -6.33 + 5.85 \cdot \log(\text{DBH})$	0.48
	kis mértékben (1.)	$H = -2.84 + 4.80 \cdot \log(\text{DBH})$	0.31
	közepes mértékben (2.)	$H = 1.77 + 3.78 \cdot \log(\text{DBH})$	0.23
	nagy mértékben (3.)	$H = 2.76 + 3.43 \cdot \log(\text{DBH})$	0.15
<i>Acer platanoides</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -6.52 + 6.22 \cdot \log(\text{DBH})$	0.51
	kis mértékben (1.)	$H = -1.83 + 4.49 \cdot \log(\text{DBH})$	0.36
	közepes mértékben (2.)	$H = 15.33 + 0.76 \cdot \log(\text{DBH})$	0.01
	nagy mértékben (3.)	$H = 13.36 + 1.27 \cdot \log(\text{DBH})$	0.01
<i>Acer pseudoplatanus</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -9.87 + 7.70 \cdot \log(\text{DBH})$	0.57
	kis mértékben (1.)	$H = -10.50 + 7.64 \cdot \log(\text{DBH})$	0.76
	közepes mértékben (2.)	$H = -4.48 + 5.76 \cdot \log(\text{DBH})$	0.21
	nagy mértékben (3.)	$H = 25.90 - 1.67 \cdot \log(\text{DBH})$	0.02

Gazdafa	A fertőzés erőssége	Regressziós függvény	Determinációs együttható (R ²)
<i>Crataegus</i> spp.	nem fertőzött (0.)	$H = 1.60 + 1.95 \cdot \log(\text{DBH})$	0.37
	kis mértékben (1.)	$H = 1.01 + 2.33 \cdot \log(\text{DBH})$	0.35
	közepes mértékben (2.)	$H = 4.29 + 1.39 \cdot \log(\text{DBH})$	0.12
	nagy mértékben (3.)	$H = -4.60 + 4.16 \cdot \log(\text{DBH})$	0.68
<i>Juglans</i> <i>nigra</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -14.53 + 8.57 \cdot \log(\text{DBH})$	0.60
	kis mértékben (1.)	$H = -5.02 + 5.74 \cdot \log(\text{DBH})$	0.17
	közepes mértékben (2.)	$H = 7.04 + 3.25 \cdot \log(\text{DBH})$	0.06
	nagy mértékben (3.)	$H = -18.01 + 9.61 \cdot \log(\text{DBH})$	0.19
<i>Robinia</i> <i>pseudoacacia</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -8.31 + 6.76 \cdot \log(\text{DBH})$	0.54
	kis mértékben (1.)	$H = -3.92 + 5.50 \cdot \log(\text{DBH})$	0.47
	közepes mértékben (2.)	$H = -3.52 + 5.99 \cdot \log(\text{DBH})$	0.32
	nagy mértékben (3.)	$H = -28.69 + 14.11 \cdot \log(\text{DBH})$	0.99
<i>Tilia</i> <i>cordata</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -8.66 + 6.76 \cdot \log(\text{DBH})$	0.46
	kis mértékben (1.)	$H = -0.31 + 4.30 \cdot \log(\text{DBH})$	0.19
	közepes mértékben (2.)	$H = -3.13 + 5.55 \cdot \log(\text{DBH})$	0.20
	nagy mértékben (3.)	$H = -8.05 + 7.13 \cdot \log(\text{DBH})$	0.32
<i>Tilia</i> <i>platyphyllos</i>	nem fertőzött (0.)	$H = -9.86 + 7.52 \cdot \log(\text{DBH})$	0.51
	kis mértékben (1.)	$H = -11.75 + 8.52 \cdot \log(\text{DBH})$	0.48
	közepes mértékben (2.)	$H = -2.79 + 5.92 \cdot \log(\text{DBH})$	0.14
	nagy mértékben (3.)	$H = -15.0 + 8.27 \cdot \log(\text{DBH})$	0.14

A 3. táblázat mutatja a részletes statisztikai próbák eredményeit a különböző regressziós koefficiensek esetében a gazdafajok, illetve a fagyöngyfertőzés függvényében. Kék színnel jelöltek azokat a paraméterek, amelyek statisztikailag magasan szignifikánsak, barnával pedig azok, amik csupán 5%-os szignifikancia szinten szignifikánsak. Minden esetben feltüntettük a becsült paraméterek standard hibáját is.

A következő táblázatok mutatják a leíró statisztikát a famagasságra (4. táblázat), illetve a törzsátmérőre (5. táblázat) szintén a gazdafajok és fertőzés erősségének függvényében. Az átlagon kívül minden esetben feltüntettük a szórást, a móduszt, illetve a legkisebb és a legnagyobb értéket is.

3. táblázat: A regressziós paraméterek alakulása különböző gazdafajok esetében a fagyöngyfertőzés függvényében.

Table 3: Development of regression coefficients with dependence of host taxa and mistletoe infection.

Gazdafa	A fertőzés erőssége	Regressziós koefficiens		Standard hiba	t-érték	p-érték	
<i>Acer campestre</i>	0.	β_0	-6.33	0.72	-8.84	< 0.001	
		$\log(\beta_1)$	5.85	0.22	26.1	< 0.001	
	1.	β_0	-2.84	1.33	-2.13	0.03	
		$\log(\beta_1)$	4.80	0.37	13.01	< 0.001	
	2.	β_0	1.77	2.49	0.71	0.48	
		$\log(\beta_1)$	3.78	0.64	5.87	< 0.001	
	3.	β_0	2.76	5.39	0.51	0.61	
		$\log(\beta_1)$	3.43	1.34	2.57	0.01	
	<i>Acer platanoides</i>	0.	β_0	-6.52	2.47	-2.64	0.01
			$\log(\beta_1)$	6.22	0.76	8.19	< 0.001
1.		β_0	-1.83	2.54	-0.72	0.48	
		$\log(\beta_1)$	4.49	0.73	6.16	< 0.001	
2.		β_0	15.33	11.88	1.29	0.22	
		$\log(\beta_1)$	0.76	3.05	0.25	0.81	
3.		β_0	13.36	19.13	0.70	0.50	
		$\log(\beta_1)$	1.27	4.82	0.26	0.80	
<i>Acer pseudoplatanus</i>		0.	β_0	-9.87	2.02	-4.89	< 0.001
			$\log(\beta_1)$	7.70	0.60	12.84	< 0.001
	1.	β_0	-10.50	2.33	-4.52	< 0.001	
		$\log(\beta_1)$	7.64	0.65	11.68	< 0.001	
	2.	β_0	-4.48	10.43	-0.43	0.67	
		$\log(\beta_1)$	5.76	2.77	2.08	0.05	
	3.	β_0	25.90	13.31	1.95	0.07	
		$\log(\beta_1)$	-1.67	3.37	-0.50	0.62	
	<i>Crataegus spp.</i>	0.	β_0	1.60	0.64	2.49	0.01
			$\log(\beta_1)$	1.95	0.27	7.26	< 0.001
1.		β_0	1.01	1.07	0.95	0.35	
		$\log(\beta_1)$	2.33	0.40	5.89	< 0.001	
2.		β_0	4.29	2.59	1.66	0.11	
		$\log(\beta_1)$	1.39	0.84	1.66	0.11	
3.		β_0	-4.60	4.44	-1.03	0.36	
		$\log(\beta_1)$	4.16	1.42	2.93	0.04	

Gazdafa	A fertőzés erőssége	Regressziós koefficiens		Standard hiba	t-érték	p-érték
<i>Juglans nigra</i>	0.	β_0	-14.53	4.19	-3.47	0.002
		$\log(\beta_1)$	8.57	1.24	6.88	< 0.001
	1.	β_0	-5.02	10.10	-0.50	0.63
		$\log(\beta_1)$	5.74	3.23	1.78	0.10
	2.	β_0	7.04	8.27	0.85	0.40
		$\log(\beta_1)$	3.25	2.24	1.45	0.16
3.	β_0	-18.01	14.88	-1.21	0.24	
	$\log(\beta_1)$	9.61	3.70	2.60	0.01	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0.	β_0	-8.31	2.69	-3.09	0.003
		$\log(\beta_1)$	6.76	0.79	8.53	< 0.001
	1.	β_0	-3.92	2.44	-1.60	0.11
		$\log(\beta_1)$	5.50	0.73	7.55	< 0.001
	2.	β_0	-3.52	13.95	-0.25	0.81
		$\log(\beta_1)$	5.99	3.59	1.67	0.15
3.	β_0	-28.69	2.77	-10.34	0.06	
	$\log(\beta_1)$	14.11	0.88	15.96	0.04	
<i>Tilia cordata</i>	0.	β_0	-8.66	1.53	-5.66	< 0.001
		$\log(\beta_1)$	6.76	0.49	13.72	< 0.001
	1.	β_0	-0.31	3.19	-0.10	0.92
		$\log(\beta_1)$	4.30	0.92	4.66	< 0.001
	2.	β_0	-3.13	4.56	-0.69	0.49
		$\log(\beta_1)$	5.55	1.17	4.77	< 0.001
3.	β_0	-8.05	4.16	-1.94	0.06	
	$\log(\beta_1)$	7.13	1.02	6.99	< 0.001	
<i>Tilia platyphyllos</i>	0.	β_0	-9.86	1.36	-7.23	< 0.001
		$\log(\beta_1)$	7.52	0.44	17.06	< 0.001
	1.	β_0	-11.75	3.18	-3.69	< 0.001
		$\log(\beta_1)$	8.52	0.86	9.90	< 0.001
	2.	β_0	-2.79	11.34	-0.25	0.81
		$\log(\beta_1)$	5.92	2.76	2.14	0.05
3.	β_0	-15.0	16.53	-0.91	0.37	
	$\log(\beta_1)$	8.27	3.69	2.24	0.03	

4. táblázat: Leíró statisztikák a famagasságra a gazdafajok és a fertőzöttség függvényében.

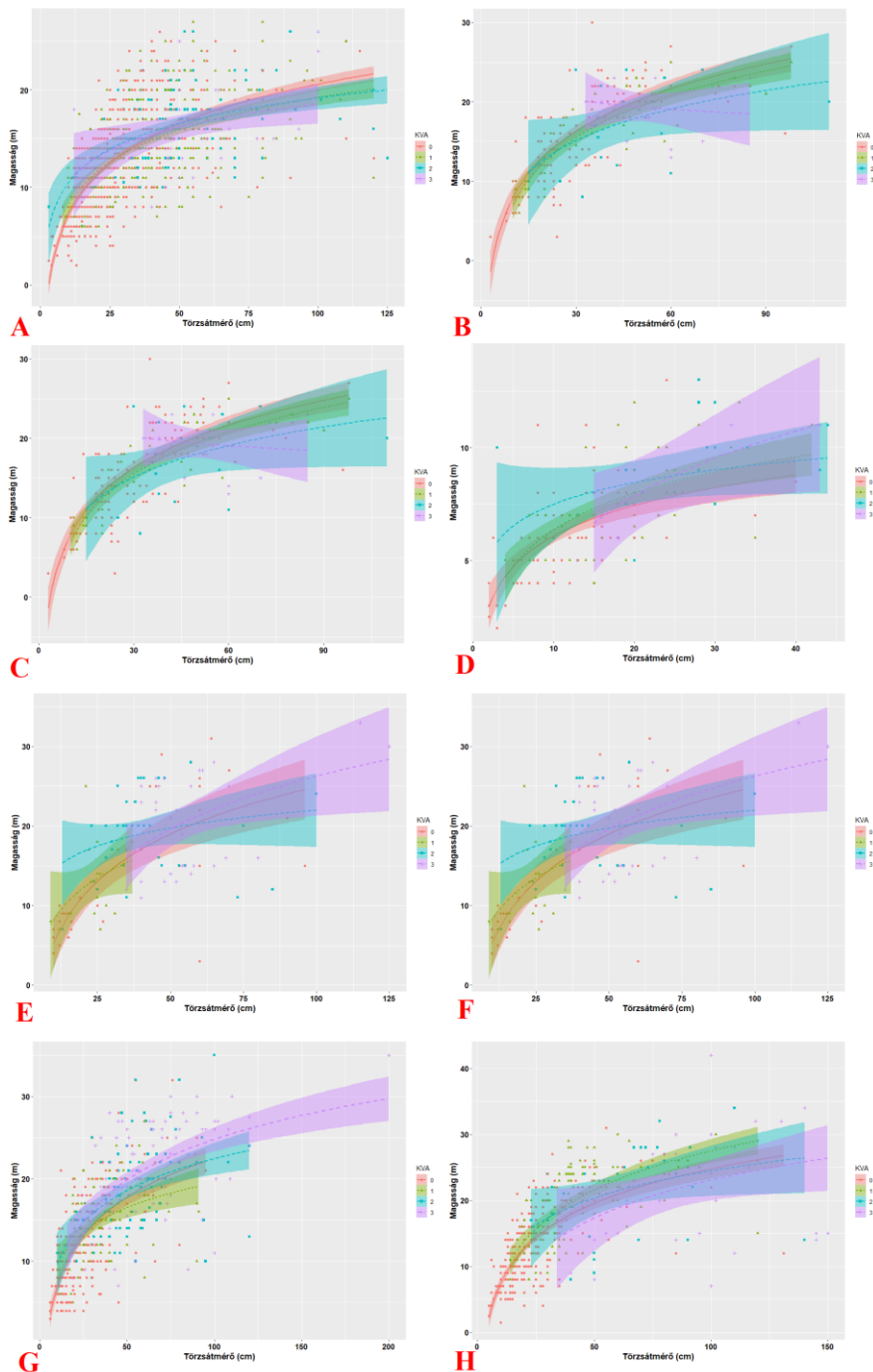
Table 4: Descriptive statistics for tree height with dependence of infection and host taxa.

Gazdafa	A fertőzés erőssége	Átlag (m)	Szórás (m)	Módusz (m)	Legkisebb érték (m)	Legnagyobb érték (m)
<i>Acer campestre</i>	0.	12.1	4.63	12	2	26
	1.	14.3	4.27	14	5	27
	2.	16.3	3.93	18	6	26
	3.	16.5	3.99	20	8	26
<i>Acer platanoides</i>	0.	13.3	5.22	9	5	26
	1.	13.6	4.11	13	6	23
	2.	18.3	3.87	22	12	24
	3.	18.4	4.78	12	12	28
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0.	15.7	5.83	12	3	30
	1.	16.3	5.44	19	6	25
	2.	17.1	5.40	20	8	24
	3.	19.3	3.33	23	13	23
<i>Crataegus spp.</i>	0.	6.1	1.85	6	2	13
	1.	7.2	1.95	7	4	12
	2.	8.5	2.29	10	5	13
	3.	8.3	2.16	11	6	11
<i>Juglans nigra</i>	0.	13.6	8.40	7	3	31
	1.	12.8	5.07	9	7	25
	2.	18.9	5.22	20	7	28
	3.	20.5	6.24	15	11	33
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0.	14.1	6.63	9	4	28
	1.	14.1	5.75	12	4	26
	2.	19.6	5.40	20	11	27
	3.	15.0	8.72	11	9	25
<i>Tilia cordata</i>	0.	12.0	5.83	12	3	32
	1.	14.4	4.50	10	5	27
	2.	18.5	5.39	22	8	35
	3.	20.8	5.67	20	7	35
<i>Tilia platyphyllos</i>	0.	13.1	5.73	10	1.5	31
	1.	19.5	5.99	20	7	30
	2.	21.4	6.92	28	8	34
	3.	21.9	8.51	15	7	42

5. táblázat: Leíró statisztikák a törzsvastagságra a gazdafajok és a fertőzöttség függvényében.

Table 5: Descriptive statistics for diameter at breast height with dependence of infection and host taxa.

Gazdafa	A fertőzés erőssége	Átlag (cm)	Szórás (cm)	Módusz (cm)	Legkisebb érték (cm)	Legnagyobb érték (cm)
<i>Acer campestre</i>	0.	27.1	16.12	20	3	120
	1.	40.3	19.79	25	8	120
	2.	51.2	22.20	45	3	125
	3.	59.3	21.17	50	12	100
<i>Acer platanoides</i>	0.	29.1	18.21	10	7	86
	1.	36.2	19.37	24	9	97
	2.	51.2	19.10	46	24	100
	3.	54.6	17.65	48	28	90
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0.	32.1	17.79	20	3	98
	1.	39.4	22.40	20	10	98
	2.	46.2	20.93	37	15	110
	3.	53.2	13.70	55	33	85
<i>Crataegus</i> spp.	0.	11.8	6.55	10	2	40
	1.	15.9	7.77	8	4	42
	2.	23.6	9.76	28	3	44
	3.	24.3	11.17	15	15	43
<i>Juglans nigra</i>	0.	34.9	25.22	60	10	96
	1.	23.6	7.29	25	9	37
	2.	42.3	17.91	35	13	100
	3.	57.5	19.59	40	35	125
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0.	34.7	23.21	15	4	106
	1.	34.4	27.54	15	7	130
	2.	53.2	26.98	32	25	91
	3.	25.3	17.04	16	15	45
<i>Tilia cordata</i>	0.	25.1	15.86	15	6	95
	1.	34.4	16.97	35	10	91
	2.	53.2	21.65	45	10	120
	3.	62.9	27.67	65	16	200
<i>Tilia platyphyllos</i>	0.	24.6	15.68	20	5	131
	1.	43.8	21.92	40	14	120
	2.	65.2	26.77	50	23	140
	3.	92.5	31.48	100	34	150



1. ábra: A fmagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat vizsgálata a gazdafajok és a fertőzés erősségének függvényében.

Figure 1: Development of the relationship between tree height and diameter at breast height with dependence of host taxa and infection intensity.

Az 1. ábra grafikusán mutatja a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolatot a fertőzés erősségének függvényében. Egy ábra egy gazdafaj adatait ábrázolja (A – *Acer campestre*, B – *Acer platanoides*, C – *Acer pseudoplatanus*, D – *Crataegus* spp., E – *Juglans nigra*, F – *Robinia pseudoacacia*, G – *Tilia cordata* és H – *Tilia platyphyllos*), az ábrán belül a különböző színek eltérő fertőzöttséget jelölnek. A regressziós vonalon kívül feltüntettük a becsült értékek 95%-os konfidencia intervallumát is (halványabb színnel jelölve). Az ábrából jól látható, hogy a fertőzés erősségével nemcsak a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat szorossága csökken (szélesebb a konfidencia intervallum), hanem a logaritmus regressziós vonalak iránya is.

A kutatásunk eredményei egyértelműen megerősítették, hogy a fehér fagyöngy által okozott fertőzöttség statisztikailag szignifikánsan befolyásolja a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolatot. A nem fertőzött egyedek esetében egyértelműen megfigyelhető a viszonylag erős kapcsolat a famagasság és a törzsátmérő között (a determinációs együttható értéke rendszerint 50% felett van), addig ez a kapcsolat a fertőzés intenzitásával fokozatosan csökken vagy teljesen megszűnik. Ez a trend a gazdafajok többségénél megfigyelhető. Mindazonáltal nem elhanyagolható az a szempont sem, hogy a vizsgált egyedek száma gazdafajonként erősen változó (pl. a *Juglans nigra* faegyedek csak a 10%-t teszik ki az *Acer campestre* faegyedeinek), ami az erősen fertőzött faegyedek esetén még nagyobb. Ebből kifolyólag némely eredmény (pl. a determinációs együttható 99%-os értéke a *Robinia pseudoacacia* erősen fertőzött egyedei esetében) már megtévesztő lehet.

A gyenge kapcsolat a fertőzött faegyedek esetében egyértelműen utal a fagyöngy káros hatására, miszerint csökkenti az általa fertőzött gazdafaj magasságát. Az egyes gazdafajok eltérően reagálnak a fertőzésre, némelyik jobban (pl. *Juglans nigra*, *Malus domestica* stb.), míg mások kevésbé érzékenyek (pl. *Pyrus pyraeaster*, *Quercus palustris* stb.), ezért a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat modellezése korántsem olyan egyszerű, mint egészséges fák esetében. A gyenge kapcsolatot a magasság és a törzsátmérő között okozhatja az idő előtti megváltozott famagasság, illetve egyéb koronadeformáció is, ami egyrészt bekövetkezhetett a fagyöngy károsítása következtében (pl. az erősen fertőzött vázágak szárazabbak és könnyen törnek), de egyéb tényezők is ugyanolyan károsan hatnak (pl. a faállományban az erős növekedésű faegyed árnyékoló hatásával elnyomja a gyengébb növekedésűt stb.), ami a megfelelő statisztikai modellezést tovább nehezíti.

A fertőzött fák dendrometriai tulajdonságainak modellezése további nehézségekbe ütközik, mivel az adott faegyedről rendszerint nem derül ki, hogy mióta fertőzött. Szintén nehéz megállapítani – még gazdafajon belül is – azt a fagyöngymennyiséget a lombkoronában, ami egyértelműen károsan hat a fertőzött faegyed növekedésére. Ebből kifolyólag az ilyen dendrometriai vizsgálatok eredményeit nagyobb körültekintéssel kell kiértékelni az esetleges hibás következtetések elkerülése miatt.

Abban az esetben, ha a gazdafa dendrometriai tulajdonságait szeretnék modellezni a fertőzés függvényében, célszerű az általunk alkalmazott módon becsülni a fertőzés erősségét (vagyis az összefagyöngyterfogatot viszonyítjuk a lombkorona térfogatához, amit érték-

skálára konvertálunk át), mert egyéb módszerek (pl. a fertőzés meghatározása a fagyöngybokrok pontos mennyisége alapján) pontatlanabb képet adhatnak a fertőzésről (pl. azonos mennyiségű fagyöngybokor kisebb fertőzést jelenthet magas gazdafa, illetve nagyobb fertőzést kisebb faegyed esetében).

A famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat vizsgálatához érdemes olyan statisztikai modellt választani, ami segítségével könnyen leírható e kapcsolat, ám a választott matematikai modell nem lehet túl bonyolult sem, mert akkor nehezebb a regressziós paraméterek értelmezése. Annak ellenére, hogy a magasság és törzsátmérő közötti kapcsolat nem lineáris, különböző transzformációk (leggyakrabban logaritmus) segítségével e kapcsolat lineárisra tehető és az elemzés könnyebben elvégezhető. A legtöbb esetben a törzsmagasság logaritmus és a famagasság közötti kapcsolat már lineáris, azonban nem zárható ki az a lehetőség sem, hogy más matematikai modellel e kapcsolat jobban leírható. Bonyolultabb matematikai modell választása főleg abban az esetben indokolt, ha nagyon sok kiinduló adattal dolgozunk és lehetőség van részletes és mélyreható elemzést csinálni.

ÖSSZEFOGLALÁS

A famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat matematikai modellezése rendkívül időigényes és összetett feladat főleg akkor, ha egyéb tényezők hatását is együttesen vizsgáljuk (pl. a fagyöngyfertőzés erőssége). Az elemzés során először a dendrometriai tulajdonságok közötti kapcsolatra helyezük a fő hangsúlyt, aztán következik a matematikai modell bővítésére a különböző vizsgált tényezők függvényében. A fagyöngybokrok jelenlétének hatását vizsgálni különösen nehéz, mivel egyrészt a gazdafajok eltérően reagálnak a fertőzésre, másrészt a gazdafajok közötti (de akár gazdafajon belüli) eltérések is megnehezítik a vizsgálatot. Megjegyezendő, hogy a fertőzött fák esetében még a jól kiválasztott matematikai modell sem biztos, hogy jól illusztrálja a két dendrometriai tulajdonság közötti kapcsolatot (még magas determinációs együttható esetén sem), mivel a fagyöngy okozta károk (pl. koronadeformáció) jelentősen torzíthatja az eredményt. Ebből kifolyólag az alkalmazott statisztikai modell gyakorlati alkalmazása nehézségekbe ütközik és a fertőzött fák esetében nem, vagy csak nagyon körültekintően használhatók fel a famagasság modellezésre a törzsátmérő ismeretében. Természetesen e dendrometriai kapcsolat jellemzése alkalmazhatók egyéb lineáris vagy nem lineáris statisztikai modellek is (pl. lokális regresszió – *Locally Weighted Linear Regression/LOESS*) amik pontosabb eredményt is adhatnak, illetve a fagyöngy hatása is elemezhető kevert modellek (*Mixed effect models*) segítségével, ami e tényezőt, mint véletlen (*random*) faktort veszi figyelembe. Az adatrendezés során kimondottan ügyelni kell, hogy ne keveredjenek össze a városi környezetben élő faegyedek fakataszteri adatai a természetes környezetben (pl. park, erdő stb.) előforduló faegyedeinek adataival, mivel a városi környezetben élők eleve nagyobb stressznek vannak kitéve, ami kihat a növekedési erélyre, ebből kifolyólag a famagasság és a törzsátmérő közötti kapcsolat is különbözhet a normál körülményekre jellemző matematikai modelltól.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ahmadi K., Alavi S.J., Kouchaksarei M.T. & Aertsen W. 2013: Non-linear height-diameter models for oriental beech (*Fagus orientalis* Lipsky) in the Hyrcanian forests, Iran. *Biotechnology, Agronomy and Society and Environment* 17(3): 431–440.
- Barbu C.O. 2012: Impact of White mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) infection on needles and crown morphology of silver fir (*Abies alba* Mill.). *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici* 40(2): 152–158. DOI: [10.15835/nbha4027906](https://doi.org/10.15835/nbha4027906)
- Botkin D.B., Jamak J.F. & Wallis J.R. 1972: Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *Journal of Ecology* 60(3): 849–873. DOI: [10.2307/2258570](https://doi.org/10.2307/2258570)
- Bulíř P. 2010: Analýza výskytu jmelí bílého (*Viscum album* L. ssp. *album*) a zdravotní stav dřevin v zámeckém parku Lednice. In: Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin 2010. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 160–163.
- Calama R. & Montero G. 2004: Interregional nonlinear height–diameter model with random coefficients for stone pine in Spain. *Canadian Journal of Forest Research* 34(1): 150–163. DOI: [10.1139/x03-199](https://doi.org/10.1139/x03-199)
- Catal Y. & Carus S. 2011: Effect of pine mistletoe on radial growth of Crimean pine (*Pinus nigra*) in Turkey. *Journal of Environmental Biology* 32(3): 263–270.
- Colbert K.C., Larsen D.R. & Lootens J.R. 2002: Height-diameter equations for thirteen Midwestern bottomland hardwood species. *Northern Journal of Applied Forestry* 19(4): 171–176. DOI: [10.1093/njaf/19.4.171](https://doi.org/10.1093/njaf/19.4.171)
- Culek M. (ed): 1996: Biogeografické členění České republiky (Biogeographical division of the Czech Republic). Enigma, Praha, 347.
- Curtis R.O., Clendenen G.W. & Demars D.J. 1981: A new stand simulator for coast Douglas-fir DFSIM user's guide. U.S.D.A. Forest Service general technical report PNW (USA). no. 128. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon.
- Dobbertin M., Hilker N., Rebetz M., Zimmermann N.E., Wohlgemuth T. & Rigling A. 2005: The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) in Switzerland – the result of climate warming? *International Journal of Biometeorology* 50(1): 40–47. DOI: [10.1007/s00484-005-0263-5](https://doi.org/10.1007/s00484-005-0263-5)
- Dobbertin M. & Rigling A. 2006: Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Rhodé Valley of Switzerland. *Forest Pathology* 36(5): 309–322. DOI: [10.1111/j.1439-0329.2006.00457.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0329.2006.00457.x)
- Erhardt W. & Zander R. 2008: Der große Zander: Enzyklopädie der Pflanzennamen. Vol. 2. Ulmer, Stuttgart, 2103.
- Grundmann B.M., Pietzarka U. & Roloff A. 2012: Die Weissbeerige Mistel (*Viscum album* L.): Biologie, Ökologie, Verwendung und Befallsrisiken. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft* 97: 75–90.
- Hawksworth F.G. 1983: Mistletoes as forest parasites. In: Calder M. & Bernhardt P. (eds): *The biology of mistletoes*, Academic Press, Sydney, 317–333.
- Huang S. 1999: Ecoregion-based individual tree height-diameter models for lodgepole pine in Alberta. *Western Journal of Applied Forestry* 14(4): 186–193. DOI: [10.1093/wjaf/14.4.186](https://doi.org/10.1093/wjaf/14.4.186)
- Huang S., Price D. & Titus S.J. 2000: Development of ecoregion-based height-diameter models for white spruce in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 129(1-3): 125–141. DOI: [10.1016/S0378-1127\(99\)00151-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00151-6)
- Huang S. & Titus S.J. 1994: An age-independent individual tree height prediction model for boreal spruce-aspens stands in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 24(7): 1295–1301. DOI: [10.1139/x94-169](https://doi.org/10.1139/x94-169)
- Kanat M., Alma M.H. & Sivrikaya F. 2010: The effect of *Viscum album* L. on annual diameter increment of *Pinus nigra* Am. *African Journal of Agricultural Research* 5(2): 166–171. DOI: [10.5897/AJAR09.482](https://doi.org/10.5897/AJAR09.482)
- Kartoolinejad D., Hosseini S.M., Mirmia S.K., Akbarinia M. & Shayanmehr F. 2007: The relationship among infection intensity of *Viscum album* with some ecological parameters of host trees. *International Journal of Environmental Research* 1(2): 143–149.

- Kołodziejek J. & Kołodziejek A. 2013: The spatial distribution of pine mistletoe *Viscum album* ssp. *austriacum* (Wiesb.) Volmann in a scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand in central Poland. Polish Journal of Ecology 61(4): 705–714.
- Kołodziejek J., Patykowski J. & Kołodziejek R. 2013: Distribution, frequency and host patterns of European mistletoe (*Viscum album* subsp. *album*) in the major city of Lodz, Poland. Biologia 68(1): 55–64. DOI: [10.2478/s11756-012-0128-4](https://doi.org/10.2478/s11756-012-0128-4)
- Krejčíř P., Pejchal M., Šimek P., Bulíř P. & Pavlačka R. 2015: Dřeviny zámeckého parku v Lednici. Vydání první, Mendelova univerzita v Brně, Brno.
- Krisnawati H., Wang Y. & Ades P.K. 2010: Generalized height-diameter model for *Acacia mangium* Willd. plantations in South Sumatra. Indonesian Journal of Forestry Research 7(1): 1–19. DOI: [10.20886/ijfr.2010.7.1.1-19](https://doi.org/10.20886/ijfr.2010.7.1.1-19)
- Kurz W.A., Apps M.J., Webb T.M. & McNamee P.J. 1992: The carbon budget of the Canadian forest sector: phase 1. Information Report NOR-X-326. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Edmonton, AB, Canada.
- Lumbres R.I.C., Lee Y.J., Seo Y.O., Kim S.H., Choi J.K. & Lee W.K. 2011: Development and validation of nonlinear height–DBH models for major coniferous tree species in Korea. Forest Science and Technology 7(3): 117–125. DOI: [10.1080/21580103.2011.594610](https://doi.org/10.1080/21580103.2011.594610)
- Machovec J. 1982: Sadovnická dendrologie. SPN, Praha.
- Misir N. 2010: Generalized height-diameter models for *Populus tremula* L. stand. African Journal of Biotechnology 9(28): 4348–4355.
- Moore J.A., Zhang L. & Stuck D. 1996: Height-diameter equations for ten tree species in the Inland Northwest. Western Journal of Applied Forestry 11(4): 132–137. DOI: [10.1093/wjaf/11.4.132](https://doi.org/10.1093/wjaf/11.4.132)
- Niklas K.J. 1995: Size-dependent allometry of tree height, diameter and trunk-taper. Annals of Botany 75(3): 217–227. DOI: [10.1006/anbo.1995.1015](https://doi.org/10.1006/anbo.1995.1015)
- Noetzli K.Ph., Müller B. & Sieber T.N. 2003: Impact of population dynamics of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on European silver fir (*Abies alba*). Annals of Forest Science 60(8): 773–779. DOI: [10.1051/forest:2003072](https://doi.org/10.1051/forest:2003072)
- Paganová V. 2008: Ecological requirements of wild service tree (*Sorbus torminalis* [L.] CRANTZ.) and service tree (*Sorbus domestica* L.) in relation with their utilization in forestry and landscape. Journal of Forest Science 54(5): 216–226. DOI: [10.17221/7/2008-JFS](https://doi.org/10.17221/7/2008-JFS)
- Paganová V. & Bakay L. 2010: Biologické vlastnosti jarabiny oskorušovej *Sorbus domestica* L. v meniacich sa podmienkach prostredia: vedecká monografia. 1. vyd. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Nitra.
- Pejchal M. 2008: Arboristika I.: obecná dendrologie. 1. vyd. Vyšší odborná škola zahradnická a střední zahradnická škola Mělník, Mělník.
- Pejchal M. & Šimek P. 1996: Vyhodnocení dendrologického potenciálu v zámeckém parku v Lednici na Moravě. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Lednice na Moravě.
- Peng C., Zhang L. & Liu J. 2001: Developing and validating nonlinear height-diameter models for major tree species of Ontario's boreal forests. Northern Journal of Applied Forestry 18(3): 87–94. DOI: [10.1093/njaf/18.3.87](https://doi.org/10.1093/njaf/18.3.87)
- Procházková F. 2004: A centre of occurrence of *Viscum album* subsp. *album* in eastern Bohemia and an overview of the diversity of its host plants in Czech Republic. Preslia 76(4): 349–359.
- Sharma R.P. 2009: Modelling height-diameter relationship for Chir pine trees. Banko Janakari 19(2): 3–9. DOI: [10.3126/banko.v19i2.2978](https://doi.org/10.3126/banko.v19i2.2978)
- Sharma M. & Zhang S.Y. 2004: Height-diameter models using stand characteristics for *Pinus banksiana* and *Picea mariana*. Scandinavian Journal of Forest Research 19(5): 442–451. DOI: [10.1080/02827580410030163](https://doi.org/10.1080/02827580410030163)
- Skalický V. 1988: Regionálně fytogeografické členění (Regional-phytogeographical division). In: Hejný S. & Slavík B. (eds): Květena České socialistické republiky 1. Academia, Praha, 103–121.

- Spálavský M. 2001: Zhodnocení rodu *Viscum* L. z pohledu zahradní a krajinářské tvorby. Diplomová práce, Mendelu v Brně, Zahradnická fakulta, Lednice.
- Stopp F. 1961: Unsere Misteln. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Šimek P. et al. 2003: Projekt obnovy zámeckého parku v Lednici na Moravě – Návrhová část. Mendelova univerzita v Brně, Lednice.
- Šimek P., Pejchal M., Kučera P. et al. 2009: Regenerace a obnova vegetačních prvků v Lednickém parku. Mendelova univerzita v Brně, Lednice.
- Tubeuf C.V. 1923: Monographie der Mistel. Verlag Oldenbourg, München. DOI: [10.5962/bhl.title.15456](https://doi.org/10.5962/bhl.title.15456)
- Vanclay J.K. 1994: Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forest. CAB International, Wallingford UK.
- Wickham H. 2016: ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag, New York.
- Zhang L. 1997: Cross-validation of non-linear growth functions for modeling tree height-diameter relationships. *Annals of Botany* 79(3): 251–257. DOI: [10.1006/anbo.1996.0334](https://doi.org/10.1006/anbo.1996.0334)
- Zuber D. 2004: Biological flora of Central Europe: *Viscum album* L. *Flora* 199(3): 181–203. DOI: [10.1078/0367-2530-00147](https://doi.org/10.1078/0367-2530-00147)

ONLINE FORRÁSOK

- Beaujean A.A. 2012: BaylorEdPsych: R Package for Baylor University Educational Psychology Quantitative Courses. R package version 0.5. URL: <http://CRAN.R-project.org/package=BaylorEdPsych>
- Faria J.C., Grosjean P. & Jelihovschi E. 2013: Tinn-R - GUI/Editor for R language and environment statistical computing. URL: <http://sourceforge.net/projects/tinn-r>
- Pejchal M. & Šimek P. 2015: Metodika hodnocení dřevin pro potřeby památkové péče. Certifikovaná metodika, Mendelova univerzita v Brně, Lednice. URL: <http://www.nusl.cz/ntk/nusl-203604>
- R Core Team 2019: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>
- RStudio Team 2015: RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. URL: <http://www.rstudio.com/>

Érkezett: 2019. június 5.
Közlésre elfogadva: 2019. november 15.



Rovarcsalogató kosárgomba

A gombák spóráinak terjesztésében a szél és a víz, gerinces állatok mellett gyakran a rovarok is jelentős szerepet játszanak. A szömörcsőgfélék családjába (Phallaceae) piros kosárgomba (*Clathrus ruber*) feltűnő, húsrá emlékeztető színe és jellegzetes szaga sok legyet vonz a gomba termőtestére. Ezek lábaira, testére sok spóra ragad, mielőtt a gomba felszínén „járőröznek”. Továbbrepülve pedig már viszik magukkal, és akár nagyobb távolságokra is elszállítják ezeket. A látványos gomba talajlakó, az avar között, kertekben, füves helyeken találkozhatunk vele.

Fotó és szöveg: Csóka György (NAIK ERTI)

ÉSZAK-ALFÖLDI AKÁC, NEMESNYÁR ÉS KOCSÁNYOS TÖLGY ERDŐÁLLOMÁNYOK HATÁSA A TALAJVÍZRE ÉS IONFORGALOMRA

Szabó András¹, Gribovszki Zoltán², Bolla Bence³, Balog Kitti⁴, Csáfordi Péter⁵ és Tóth Tibor⁴

¹NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

²Sorponi Egyetem, Geomatikai, Erdőfeltárási és Vizgazdálkodási Intézet

³NAIK Öntözési és Vizgazdálkodási Kutatóintézet

⁴MTA ATK, Talajtani és Agrokémiai Intézet

⁵Pest Megyei Kormányhivatal Környezetvédelmi és Természetvédelmi Főosztály

Kivonat

Az alföldi erdőállományok hidrológiai folyamatokban betöltött szerepe a mai napig vita tárgya. Ennek egyik oka a folyamatokban szerepet játszó, nagy számú és variabilitású lokális tényező.

Egy 2012-óta zajló kutatássorozat összesen 108 mintaponton, egyszeri mintavételezés, állományfelmérés és talajvíz monitoring segítségével vizsgálja az erdőállományok talajvízszintre és a talaj ionforgalmára gyakorolt hatását.

Az eredmények általánosságban az állományok alatti talajvíz depresszió és az ionakkumuláció tekintetében is megerősítették a hipotézisben megfogalmazottakat. Ugyanakkor rávilágítottak arra is, hogy fafajok eltérő vízfelvételi stratégiája, illetve az egyéb lokális tényezők (topográfiai elhelyezkedés, talajtextúra) alapvetően befolyásolják a lezajló folyamatokat.

A fentiekből következik, hogy az erdőállományok talajvízre gyakorolt hatását, nem helyes kizárólag azok nagyobb mértékű párologtatása alapján megbecsülni, ahhoz szükséges a tényezők komplex megközelítése. Ebben lehet lehet hasznos eszköz a talajvíz monitoringja és a talajban történő iontranszport vizsgálata is.

Kulcsszavak: erdőállományok vízháztartása, talajvízszint depresszió, ionakkumuláció.

EFFECT OF ROBINIA PSEUDOACACIA, POPULUS X. EURAMERICANA, AND QUERCUS ROBUR PLANTATIONS ON GROUNDWATER AND IONTRANSPORT AT THE NORTHERN HUNGARIAN PLAIN

Abstract

The role of forests in hydrological processes on the Great Hungarian Plain is still a subject of debate. Among the causes there are numerous and highly variable local factors taking part in the processes.

This research investigated the impact of forests on groundwater levels and ion transport of the soil since 2012 on 108 study sites, using one-time soil sampling, forest stand measurements and groundwater monitoring.

Results in general supported the assumptions of the hypothesis in correlation with groundwater depression and ionaccumulation under forest stands. Meanwhile the same results highlighted that different water-uptake strategies of different tree species and other local factors (topography, soil texture) highly influenced the processes.

Consequently it is not correct to evaluate the impact of forest stands exclusively by their increased evapotranspiration. For this purpose complex approach is necessary in which groundwater monitoring and investigation of ion transport also could be used as useful instruments.

Keywords: hydrological regime of forests, watertable depression, ionaccumulation.



BEVEZETÉS

Az erdőállományok az Alföld vízgazdálkodásában betöltött szerepével kapcsolatos kutatások immár több mint nyolcvan éve kezdődtek el hazánkban (Ijász 1938) és annak ellenére, hogy az azóta eltelt évtizedekben számos kiváló kutató foglalkozott a kérdéskörrel a mai napig szakmai viták jellemzik a területet, különösen a megfigyelhető talajvízszint csökkenés és az erdőállományok kapcsolatára vonatkozóan (Járó 1981, Szodfridt 1993, Major 2002, Göbölös 2002). Ennek egyik oka a folyamatokban szerepet játszó számos, igen változékony, és esetenként igen nehezen megfigyelhető tényező (pl.: egy erdőállomány gyökérmélysége, a talajfelszín alatti horizontális talajvízáramlás).

2012-2015 közt az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet, a Nyugat-Magyarországi Egyetem, és a Magyar Állami Földtani Intézet részvételével lezajlott OTKA pályázat („Sekély talajvízű területeken telepített ültetvények által a talajban és altalajban okozott sófelhalmozódás statisztikai és hidrológiai modellezése”) a telepített erdőállományok és a talaj sóforgalma közti összefüggéseket vizsgálta. Annak köszönhetően, hogy a kutatómunka számos tényezőre kiterjedt, illetve, hogy a NAIK Erdészeti Tudományos Intézet a pályázat lejártá után átvette és tovább üzemelteti a kiépített monitoring hálózatot, számos a témakörrel kapcsolatos eredmény született (Balog et al 2014, Gribovszki et al 2014, Tóth et al 2014, Móricz et al 2016, Csáfordi et al 2017, Szabó et al 2018). Jelen kutatómunka célja a felállított alaphipotézis vizsgálatára korlátozódik, a különböző befolyásoló tényezők figyelembevételével, építve a korábban elért eredményekre.

Az alaphipotézis feltételezi, hogy a telepített erdőállományok (lágyszárú vegetációéhoz viszonyított) nagyobb mértékű vízfelvétele megváltoztatja az adott terület vízforgalmát, aminek következtében az erdők alatt talajvízszint depresszió alakul ki. Ez a folyamat szükségszerűen hatással van a talajvízben oldott sók mozgására: A növények szelektív ionfelvétele miatt a fel nem vett ionok feldúsulnak és a gyökérzethez kapcsolódóan sóakkumulációs réteget képeznek. Fontos megemlíteni, hogy ez a réteg nem feltétlenül a gyökérzet mélységében alakul ki, és azt is, hogy ez a réteg – sekélyebben – a lágyszárú vegetáció alatt is jelentkezhet.

VIZSGÁLATI ANYAG ÉS MÓDSZER

A bevezetőben említett OTKA pályázat célkitűzéseire igazodva a területek kijelölése egy előzetesen meghatározott kategóriamátrix segítségével történt. Az ebben szereplő paraméterek és kategóriák a következők voltak:

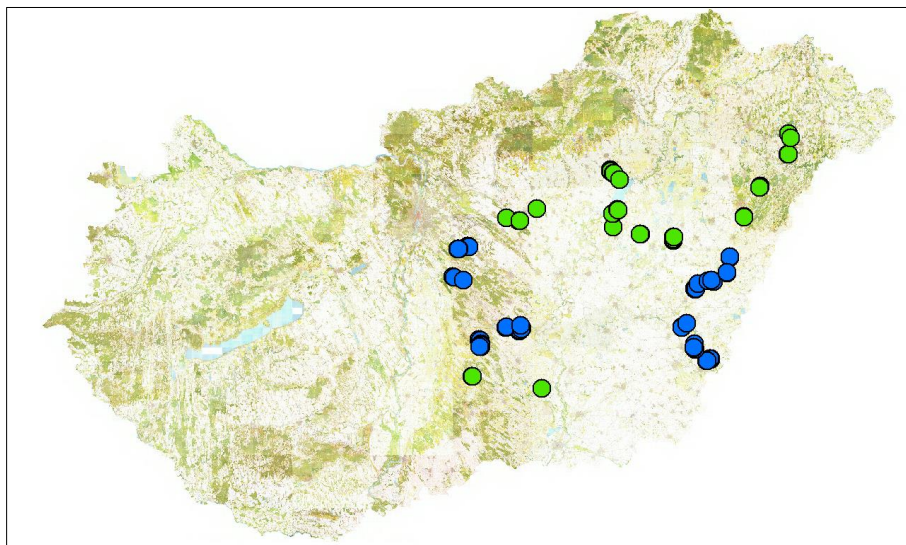
- a vizsgált fajok (*Quercus robur* L., *Robinia Pseudoacacia* L., *Populus x. euramericana*)
- az ültetvény kora (10-20, 30-40, 50-60 év)
- a talajszelvény textúratípusa (agyag, vályog, homok)

- a megütött talajvíz mélysége (1-2, 2-4, 4-8 m)
- a talajvíz sótartalma (1-2, 2-5, 5-10 g/l)

Mindegyik mintaterület kettő vagy több mintavételi pontból áll: egy lágyszárú vegetációval (szántó, rét) borított kontroll pontból, továbbá a közeli erdőállomány(ok) mérési pontja(i)ból. A mintavételezés minden évben augusztus és október között történt. A szegélyhatás elkerülése érdekében, a furatok az erdőállományok és a kontrollvegetáció határától legalább 50-50 m-re kerültek kijelölésre. Ezek mélysége minden esetben a megütött talajvízszint +1 m, illetve maximálisan 11 m. Az erdei mintaterületeken a fák magassága és a mellmagassági (130 cm) átmérője alapján fatömeg becslés készült.

A talaj felső 1 m-es rétegében 20 cm-enként, ez alatt 50 cm-enként történt talajmintavétel. Az így vett talajmintákból laboratóriumi vizsgálatok során részletes talajszemcse összetétel, hy_1 (Sík-féle higroszkóposság) pH, vezetőképesség (EC), mésztartalom ($CaCO_3$), a talajvízmintákból pedig az EC, a pH, a nátrium és kloridion aktivitás (pNa, pCl) meghatározása történt meg.

A leírtak alapján 78 mintavételi ponton (53 erdőállomány, 25 kontroll) egyszeri mintavétel történt, míg 29 monitoring ponton (17 erdőállomány és 12 kontroll) nyomásmérő szenzorok kerültek telepítésre melyek 15 percenként regisztrálták a talajvízszint változásait. Az így kialakított mintaterületek helyszíneit az 1. ábra mutatja be.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése.
(Zöld helyjelző: monitoring pontok, Kék helyjelző: egyszeri mintavétel pontjai)

Figure 1: Locations of the study sites.
(Green marker: monitoring sites; Blue marker: sites of one time sampling)

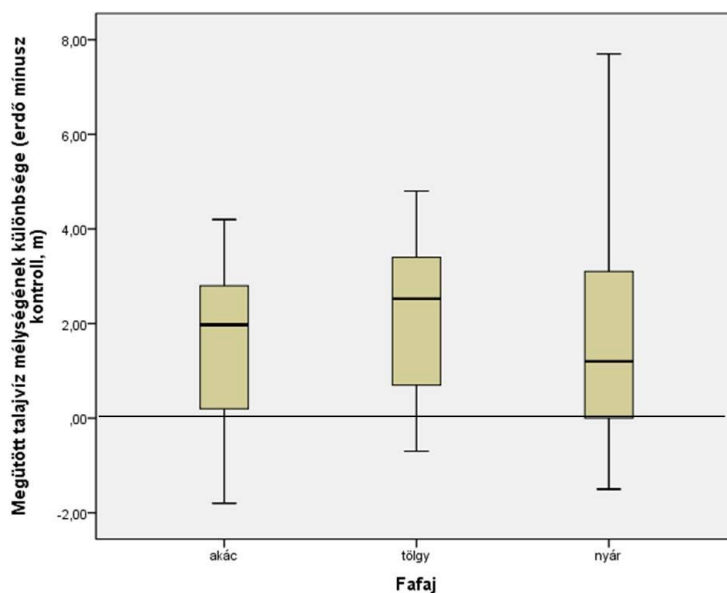
Az ionakkumulációval kapcsolatos vizsgálatok kapcsán a mintaterületek további szűrésen estek át: Feltétel volt, hogy a kontroll és erdőpontok távolsága kisebb legyen, mint

500 m, a kiválasztott mintaterületek lefutási görbéin egyértelműen meg lehetne állapítani a CaCO_3 és Cl^- csúcok mélységét, továbbá az, hogy ezen csúcok egymástól való távolsága 50 cm-nél kisebb legyen. Ezekkel a feltételekkel a geológiai rétegződésből adódó eltéréseket igyekeztünk kizárni.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Talajvízszinttel kapcsolatos eredmények

Az eredmények általánosságban a talajvíz depresszió (2. ábra) tekintetében megerősítik a hipotézisben vázoltakat, ugyanakkor jelentős eltéréseket tapasztalhatunk az egyes fafajok között.



2. ábra: Az erdőállományok és a kontrollterületek alatt megütött talajvízszintek különbsége fafajonként, kiugró értékek nélkül (akác $n = 22$, tölgy $n = 18$, nyár $n = 26$, összesen 66 esetben történt sikeres vízmintavétel).

A pozitív értékek az erdő alatti talajvíz depressziót jelzik. (A maximálisan mért érték a fúrás technikai feltételei miatt nem lehetett nagyobb, mint 10,5 m.)

Figure 2: Differences in groundwater levels between forest stands and control points by tree species. Extreme values were excluded (black locust $n = 22$, oak $n = 18$, poplar $n = 26$, number of successful water sampling: 66). Positive values show groundwater level depression under forests. (The maximum depth was 10,5 m, due to technical restrictions in borehole drilling.)

Az adatok azt mutatják, hogy az erdőállományok többsége alatt a megütött talajvízszintek a kontroll pontokhoz viszonyítva mélyebben helyezkedtek el (84,8%, $n = 66$). Ugyanakkor

fontos kiemelni, hogy a nyár állományok esetében a legmagasabb azon mintaterületek száma (19,2%, $n = 26$), ahol ez a hatás nem kimutatható, továbbá a számszerűsíthető relatív talajvízszint csökkentő hatás is a nyár alatt a legalacsonyabb, miközben a vizsgált fajok közül ezen fajak vízigénye a legmagasabb (Járó 1981).

Ugyanezen területekre vonatkozó, részletesebb időbeli felbontású talajvíz monitoring adatok alapján Csáfordi et al (2017) vizsgálták az egyes állományok talajvízből történő vízfelvételét. A vizsgált területek alatti napi talajvízszintingadozást felhasználva, a White-módszer (White 1932) továbbfejlesztett változatának (Gribovszki 2008) segítségével, a nyáras erdőállományok nagyobb mértékű talajvízből történő vízfelvételét mutatták ki (1. táblázat).

1. táblázat: Az egyes vegetációs típusok és fajok alatti korrigált napi vízingeradozás mértéke (amely arányos a talajvízfelvétellel) a mintaterületek alatt (a leüríthető gravitációs pórustérrel beszorzott értékek).
(Csáfordi et al 2017 alapján)

Table 1: Corrected values of daily groundwater level fluctuation (proportional to groundwater consumption) under study sites. (Values were multiplied by specific yield.) (Based on Csáfordi et al 2017)

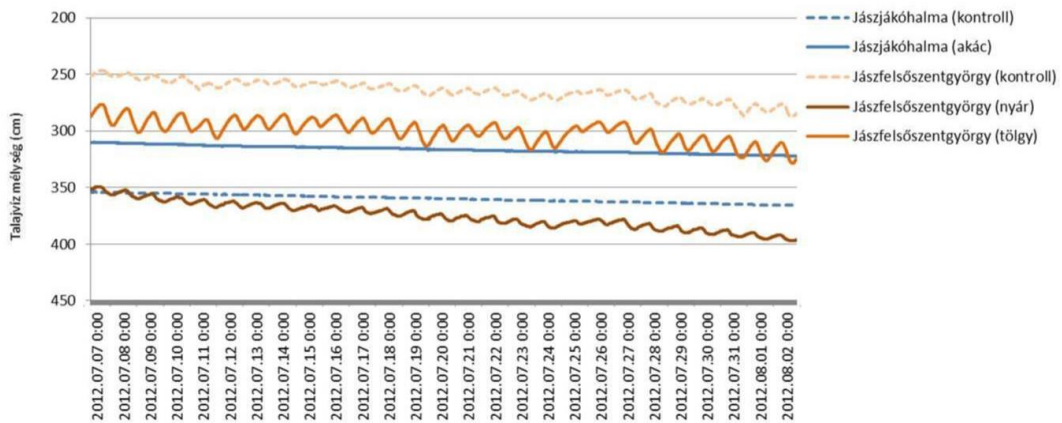
Növényborítás	Átlagos napi vízingeradozás (mm/nap)
Lágyszárú kontroll	0,8 +/- 1,8 mm
Akác	0,6 +/- 0,6 mm
Tölgy	1,7 +/- 4,0 mm
Nyár	2,2 +/- 2,5 mm

A látszólagos ellentmondásra magyarázatot az egyéb topográfiai és hidrológiai tényezők adnak. A nyár állományokat jellemzően olyan mélyebben fekvő, jobb vízellátottságú területekre telepítették, ahol az említett nagyobb vízigény nagy biztonsággal fedezhető. Ezzel ellentétben az akácot, mely vízigényét a lehulló csapadékból is képes fedezni, gyakrabban magasabb térszíneken találhatjuk. Ezt mutatja a talajvízszint felszíntől számított átlagos mélységének eltérése is a nyár (5,53 m +/- 2,22 m), a tölgy (5,1 m +/- 3 m), illetve az akác (6,53 m +/- 1,98 m) állományok esetében. Az említett mélyebben fekvő területek hidrológiai szempontból gyorsabb visszatöltődéssel jellemezhetők, ez a folyamat pedig elfedheti az erdőállomány vízfelvételében jelentkező különbségeket.

Ezen eredmények alapján azt az igen fontos következtetést vonhatjuk le, hogy az egyes fajok talajvízszintre gyakorolt hatására nem következtethetünk csupán annak vízigényéből, a talajvíz mozgására egyéb – sok esetben lokális – tényezők is igen nagy hatással vannak.

Szintén a lokális tényezők fontosságára példa a napi talajvízingeradozás járszági mintaterületeken, 2012. júliusában megfigyelhető viselkedése: A Jászfelsőszentgyörgyön és Jászfákóhalmán található mintaterületek egymástól 19 km-re találhatóak, ezért az időjárási viszonyok azonosnak tekinthetők a két területen. Az előbbi esetében az erdőállományokon (tölgy, nemesnyár) túl a kontrollterület alatt is megfigyelhető volt a napi talajvíz-ingeradozás jelensége. Míg a jászákóhalmi mintaterületen ez se az erdő, se a kontrollterület alatt nem

volt megfigyelhető (3. ábra). A fajok fent említett eltérő vízfelvételi stratégiáján túl, ezt a két terület talajtani és hidrológiai különbözőségei is magyarázzák.



3. ábra: Talajvízszint napi ingadozása a jászsági mintaterületeken 2012. július 7. és augusztus 12. közt.

Figure 3: Daily fluctuation of groundwater levels at monitoring sites of the Jászság region between 7.07.2012 and 12.08.2012.

Jászfelsőszentgyörgyön a talajvíz sekélyebben helyezkedik el, a finomabb (homokos vályog, vályog, agyagos vályog) talajtextúrájú fluktuációs zóna által biztosított kapillaris víz-emelés felső határa pedig az 1-1,5 métert is elérheti. Emiatt a talajvizet a kontrollterületen található légyszárú növényzet is képes hasznosítani. A jászkóhalmai mintaterület talaját a homok és durva homok textúrátípus jellemzi, melyben a kapillaris vízemelés jelentősége elhanyagolható (maximálisan 0,1-0,2 m). Ennek következtében a 3-3,5 m-es mélységben található talajvíz az akác számára sem hasznosítható.

Ionakkumulációval kapcsolatos eredmények

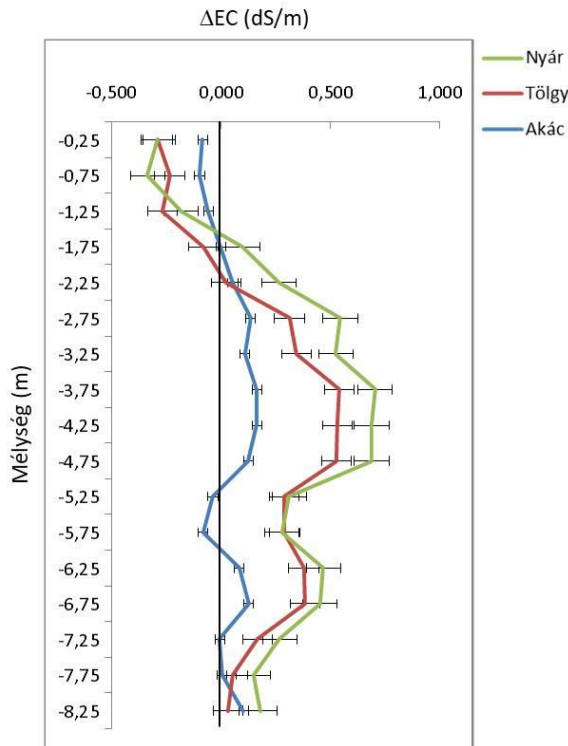
Az erdőállományok alatti, kontrollterületekhez viszonyított, ionfelhalmozódás mélységi lefutását a 4. ábra mutatja be.

Látható, hogy a lefutási görbék mindhárom faj esetében hasonló mintázatot mutatnak, azaz a sekély talajrétegekben (nagyjából 1-1,25 m-ig) a kontroll, ennél mélyebben pedig az erdőállományok alatt mérhető nagyobb sótartalom. Mivel ez utóbbi mértéke meghaladja a kontrollterületek alatti felhalmozódás nagyságát, a teljes szelvény átlagában nézve az erdőállományok alatt mérhető nagyobb sófelhalmozódás.

Ez a fajta megoszlás általánosságban szintén alátámasztja az alaphipotézisben megfogalmazottakat. Ugyanakkor ebben az esetben is jelentős különbségek fedezhetők fel az egyes fajok közt: Míg a nyár és a tölgy állományok alatt mérhető sófelhalmozódás hasonló mértékű, addig az akác alatti annak mértéke jóval kisebb. Ez egybevág az alaphipotézis

azon feltételezésével, miszerint sófelhalmozódás az erdőállományok vízfelvételének következménye, tehát a kisebb vízfelvétellel jellemezhető akác kisebb mértékű sófelhalmozódást generál.

További, az erdészeti gyakorlat számára is fontos eredmény, hogy a mért sómaximumok minden esetben jelentősen (általában egy nagyságrenddel) alacsonyabbak voltak, mint az adott fafaj sótűrő képessége. Azaz ez a fajta sóakkumuláció nem jelent veszélyt az erdőállományokra nézve, ellentétben egyes külföldi kutatások eredményeivel (Jobbágy & Jackson 2007).



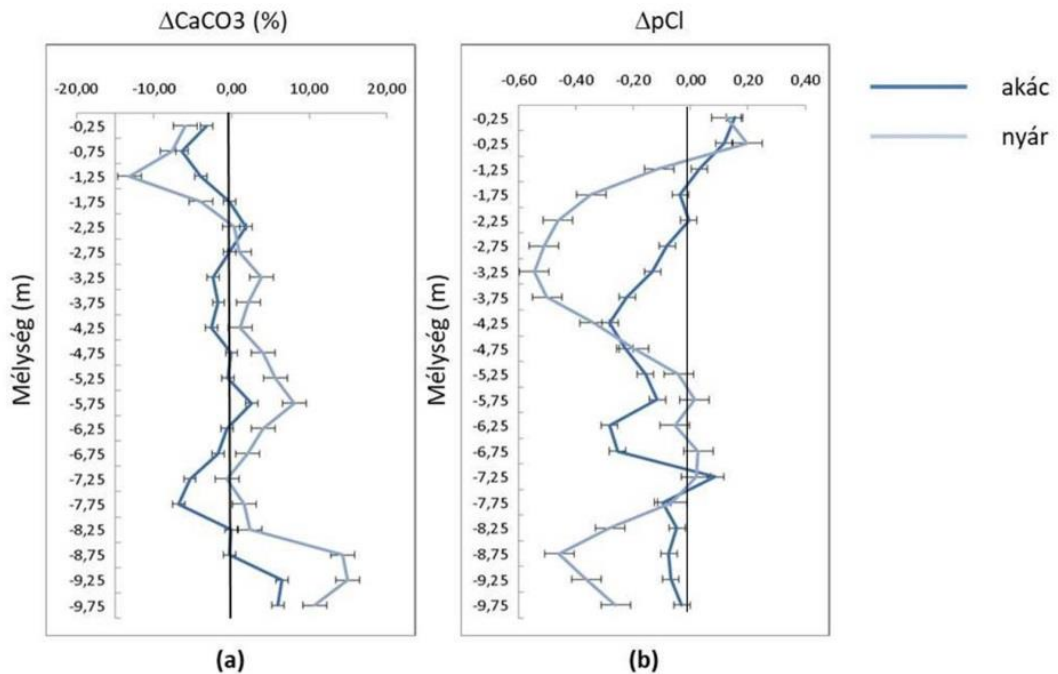
4. ábra: Az erdőállományok és a kontrollterületek alatti elektromos vezetőképesség különbségek fafajok szerint (erdő mínusz kontrol pont). A pozitív értékek EC felhalmozódást jeleznek (akác $n = 20$, tölgy $n = 15$, nyár, $n = 26$).

Figure 4: Differences of the electrical conductivity between forest stands and control points by tree species (values at forested points minus values at control points). Positive values show ionaccumulation under forests (black locust $n = 20$, oak $n = 15$, poplar $n = 26$).

További összefüggéseket fedezhetünk fel, amennyiben az összsótartalom helyett a CaCO_3 és a Cl^- akkumulációját vizsgáljuk a mintaterületeken. Az ezzel kapcsolatos eredményeket a 5. ábra mutatja be.

Feltűnő, hogy a két faj és a két vizsgált ion is eltérő viselkedést mutat: Akác állományok alatt felhalmozódás mértéke kisebb, ha egyáltalán kimutatható. A vizsgált ionok szempontjából ugyanez érvényes a CaCO_3 -ra összevetve azt a kloridionnal.

Utóbbi különbség könnyen magyarázható, amennyiben figyelembe vesszük ezen ionok mobilitását talajban. Míg a kloridion nem hajlamos komplexek képzésére a talajban, ezért a talajvízzel együtt rendkívül könnyen mozog, ellentétben a Ca^{2+} ionokkal. Ezért az erdőállományok vízfelvétele miatti talajvíz mozgás nagyobb mértékű akkumulációt képes generálni a kloridion esetében.



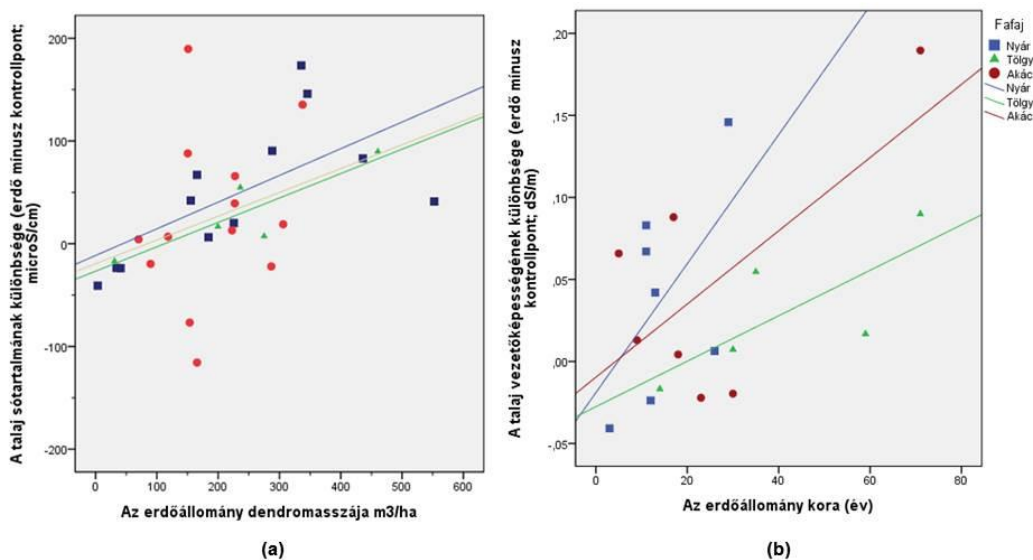
5. ábra: Átlagos CaCO_3 (a) és Cl^- (b) felhalmozódás, görbék a vizsgált akác és nyár állományok alatt (erdő mínusz kontroll pont). A pozitív értékek CaCO_3 felhalmozódást (a), míg a negatív értékek Cl^- felhalmozódást (b) jeleznek a kontrollpontokhoz képest. (akác $n = 11$, nyár $n = 11$) (Szabó et al 2018 alapján)

Figure 5: Average CaCO_3 (a) and Cl^- (b) accumulation curves under investigated black locust and poplar stands. (Values at forested points minus values at control points.) Positive values show CaCO_3 accumulation (a), negative values show Cl^- accumulation (b) under forests. ($n = 11$ black locust, poplar $n = 11$) (Based on Szabó et al 2018.)

Az akkumulációs görbékben látható fajok közti különbség nem csak az akác alacsonyabb vízigényéből fakad, hanem a két faj eltérő vízfelvételi stratégiájából is: A szakirodalmi adatok (Járó 1981, Keresztesi 1968, Gőbölös 2002) szerint, az akác főként a talajnedvességet, illetve a kapillaris vízemeléssel a talajvízből a gyökérzetéhez eljutó nedvességet használja fel vízigényének fedezésére. Ezzel ellentétben a nyár elsősorban a talajvízből történő közvetlen vízfelvételelre törekszik. Így míg az akác gyökérzónájában a benedvesedés és

kiszáradás váltja egymást, a nyár esetében folyamatos és egyirányú talajvízmozgás a jellemző. Ez utóbbi értelemszerűen nagyobb mértékű akkumulációt generál azonos idő alatt.

További kapcsolatot találtunk az ionakkumuláció és más biotikus tényezők közt. Szignifikáns összefüggés tapasztalható az erdőállományok kora ($R^2=0,466$, $p<0,05$, $n=31$), a dendromassza nagysága ($R^2=0,480$, $p<0,01$, $n=31$), illetve a felhalmozódás mértéke közt. Ugyanakkor az eredmények az utóbbi esetben differenciáltak. Más-más erősséggel ugyan, de a nyár és a tölgy állományok tekintetében is szignifikáns a szóban forgó kapcsolat, miközben az akácnál ez nem áll fenn (6. ábra).



6. ábra: Összefüggés az erdőállományok dendromasszája (a) kora (b) és az erdő alatt mérhető sófelhalmozódás (talaj sótartalom, erdő mínusz kontrol pont) közt fafajonként (Tóth et al 2014 alapján).

Figure 6: Correlations between forest stand dendromass (a) age (b) and the salt accumulation (soil salinity at forested minus control points) by tree species (based on Tóth et al 2014).

Ez ismételten arra utal, hogy az akác esetében a talajvízzel való kapcsolat általában közvetett, ezért a vízfelvétele által generált iontranszport is korlátozott mértékű.

ÖSSZEFOGLALÁS

Az eredmények általánosságban alátámasztják az alaphipotézisben feltételezett, továbbá a korábbi szakirodalomban is leírt jelenséget, miszerint az erdőállományok alatt talajvíz depresszió alakul ki, aminek oka az erdőállományok megnövekedett vízfelvételében keresendő. Ugyanakkor miközben a vizsgált fajok közül – a szakirodalmi adatok és az adatbázisból számítottak alapján is – a nyár vízfelvétele a legnagyobb, az alatta kialakuló talajvíz



depresszió mértéke nem nagyobb, mint az akác esetében, miközben ez utóbbi gyökérzete általában csak közvetett kapcsolatban áll a talajvízzel.

Ezért nagyon fontos kihangsúlyozni, hogy a (talajvízből való) vízfelvétel mértéke és a megfigyelhető talajvízszint süllyedés mértéke közt nem közvetlen az összefüggés. Ez az egyéb, lokális befolyásoló tényezők alapvető fontosságára hívja fel a figyelmet. Ilyenek a topográfiai, hidrológiai viszonyok, a talajtextúra, illetve az egyes fafajok eltérő vízfelvételi stratégiája.

A fafajok talajvízfelvételének pontosabb meghatározásához tehát nem elegendő egy egyszeri mérés, amely a talajvízszintekben jelentkező különbségeket detektálja, hanem folyamatos több vegetációs időszakon keresztül talajvízmonitoring alapján vonhatunk le csak komolyabb következtetéseket. A nagy gyakoriságú (legalább órás), automaták által is rögzített talajvízállásmérés lehetőséget ad a vegetáció talajvízfelvételének számításához, de sok más a felszín alatti közeget jellemző szivárgáshidraulikai paraméter meghatározásához is.

A fent leírtakat kiegészítő, új információkat adhat továbbá a talajvíz felvétele által generált ionakkumuláció vizsgálata is. Ennek mértéke és mélységi elhelyezkedése a nyár és a tölgy esetében szintén egybevág az alaphipotézisben feltételezettekkel. Az akác esetében az akkumuláció nem kimutatható, illetve csökkent mértékű. Ez azt mutatja, hogy az eltérő talajvízgyökérzet kapcsolatok felderítésére alkalmas eszköz lehet a talajban történő iontranszport vizsgálata.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A publikáció megírását az EFOP 362-16-2017-00018 „Termeljünk együtt a természettel – Az agrárerdészet, mint új kitörési lehetőség” pályázat támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Balog K., Gribovszki Z., Szabó A., Jobbágy E.G., Nosetto M., Kuti L., et al. 2014: Alföldi telepített erdők hatása a felszín alatti sófelhalmozódásra sekély talajvízű területeken. *Agrokémia és Talajtan* 63: 249–268.
- Csáfordi P., Szabó A., Balog K., Gribovszki Z., Bidló A. & Tóth T. 2017: Factors controlling the daily change of water table during the growing season on the Great Hungarian Plain: a statistical approach. *Environmental Earth Sciences* 76(20): 675. DOI: [10.1007/s12665-017-7002-1](https://doi.org/10.1007/s12665-017-7002-1)
- Göbölös A. 2002: A „vízhiányos” erdőgazdálkodás kérdései a Duna-Tisza közti homokháton. *Hidrológiai Közlöny* 82(6): 324–326.
- Gribovszki Z., Kalicz P., Szilágyi J. & Kucsara M. 2008: Riparian zone evapotranspiration estimation from diurnal groundwater level fluctuations. *Journal of Hydrology* 349(1-2): 6–17. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2007.10.049](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.10.049)

- Gribovszki Z., Kalicz P., Balog K., Szabó A. & Tóth T. 2014: Comparison of groundwater uptake and salt dynamics of an oak forest and of a pasture on the Hungarian Great Plain. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 10(1): 103–114. DOI: [10.2478/aslh-2014-0008](https://doi.org/10.2478/aslh-2014-0008)
- Ijjász E. 1938: Az erdő szerepe a természet vízháztartásában. *Hidrológiai Közlöny* 18: 416–445.
- Járó Z. 1981: A hazai erdők vízfogyasztása. *Agrártudományi közlemények* 40(2-4): 353–356.
- Jobbágy E.G. & Jackson R.B. 2007: Groundwater and soil chemical changes under phreatophytic tree plantations. *Journal of Geophysical Research* 112: G02013. DOI: [10.1029/2006.JG000246](https://doi.org/10.1029/2006.JG000246)
- Keresztesi B. 1968: Morphological characteristics of the Robinia root system on different sites of the Great Hungarian Plain. In: *International Symposium Methods of Productivity Studies in Root Systems and Rhizosphere Organisms*, Moscow, 28 August – 12 Sept. Nauka, Leningrad, 86–95.
- Major P. 2002: Síkvidéki erdők hatása a vízháztartásra. *Hidrológiai Közlöny* 82(6): 319–324.
- Móricz N., Tóth T., Balog K., Szabó A., Rasztovits E. & Gribovszki Z. 2016: Groundwater uptake of forest and agricultural land covers in regions of recharge and discharge. *iForest* 9: 696–701. DOI: [10.3832/ifer1864-009](https://doi.org/10.3832/ifer1864-009)
- Szabó A., Gribovszki Z., Jobbágy E.G., Balog K., Bidló A. & Tóth T. 2018: Subsurface accumulation of CaCO₃ and Cl⁻ from groundwater under black locust and poplar plantations. *Journal of Forestry Research* 30: 1353-1361. DOI: [10.1007/s11676-018-0700-z](https://doi.org/10.1007/s11676-018-0700-z)
- Szodfridt I. 1993: Az erdő és a talajvizek kapcsolata Duna-Tisza közti hátságán. *Hidrológiai Közlöny* 73(1): 44–45.
- Tóth T., Balog K., Szabó A., Pásztor L., Jobbágy E.G., Nosetto M.D. et al. 2014: Influence of lowland forests on subsurface salt accumulation in shallow groundwater areas. *AoB Plants* 6: plu054. DOI: [10.1093/aobpla/plu054](https://doi.org/10.1093/aobpla/plu054)
- White W.N. 1932: A method of estimating ground-water supplies based on discharge by plants and evaporation from soil: Results of investigations in Escalante Valley, Utah. (report) US. Geological Survey, Water Supply Paper 659-A: 1–105. DOI: [10.3133/wsp659a](https://doi.org/10.3133/wsp659a)

Érkezett: 2019. október 3.

Közlésre elfogadva: 2019. november 15.



Akác-magoncok sokasága folyóhordalékon

A magról egyébként alig újuló fafaj egyik eddig "rejtett" terjedési fortélyja lehet az uszadékban történő szkarifikálás.

Fotó és szöveg: Király Gergely (SOE)

TALAJCSAPDÁS ARACHNOLÓGIAI VIZSGÁLAT A SZALAFŐ ERDŐREZERVÁTUM TERÜLETÉN

Bali László¹, Andrési Dániel^{1,2}, Ferka Róbert¹, Tuba Katalin¹ és Szinétár Csaba³

¹Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

²KEFAG Kiskunsági Erdészeti és Faipari Zrt.

³ELTE Savaria Egyetemi Központ, Biológia Tanszék

Kivonat

Vizsgálatunk során a Szalafő Erdőrezervátum (ER-53) talajfelszíni pókfaunáját mértük fel talajcsapdázással, a 2014-es évben, április és október hónapok között. A vizsgálati terület három, egymástól jól elkülöníthető élőhelyről gyűjtöttünk adatokat: elegyes lomberdő a magterületen, erdeifenyő elegyes lomberdő szintén a magterületben, valamint jejenyefenyő és bükk elegyes lucfenyves a védőzónában. Az erdőrezervátum talajfelszín közelében élő pókközösségét hasonlítottuk össze a fajkompozíciók, diverzitás indexek és vadászati stratégiák alapján. A párhuzamos felmérések adatai alapján megállapítottuk, hogy a három vizsgálati terület közül a két, magterületen belül kijelölt lombos élőhely pókfaunája elég hasonlóan mutatkozott, míg a védőzónában kijelölt lucos mintaterületeké ezektől valamelyest eltért.

Kulcsszavak: Araneae, talajfelszín közeli pók közösség.

PITFALL TRAPPING ARACHNOLOGICAL SURVEY IN THE SZALAFŐ FOREST RESERVE

Abstract

During our research, we surveyed the ground-dwelling spider fauna of the Szalafő Forest Reserve (ER-53, Hungary) by pitfall trapping. The research was conducted in 2014 from April to October. We collected data from three different habitats: mixed deciduous stand, mixed deciduous stand with Scots pine (both in the core area), and mixed Norway spruce stand in the protective zone. Our goals were to assess the ground-dwelling spider assemblages of the habitats, compare their spider fauna regarding species composition, diversity indices and guild structures. We determined that the two deciduous forest patch had the most similar ground-dwelling spider assemblages, while the communities of the spruce stands were somewhat different.

Keywords: Araneae, ground-dwelling spider community.

BEVEZETÉS

Jelen vizsgálatunk az Őrségben elhelyezkedő, ER-53 jelű Szalafő Erdőrezervátum talajfelszíni pókfaunájával foglalkozik. Az erdő területén az utolsó, magterületet is érintő fakitermelés 1958-ban történt (Király et al 2014). Később, az 1970-es évektől kezdve természetvédelmi területté nyilvánították (Németh 2014), majd a 13/2000-es KöM rendelet hatálybalépésével erdőrezervátum lett (Web 1) és jelenleg az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság kezelésében áll. Mint ahogy minden erdőrezervátum, ez is egy fokozottan védett magterületből, valamint az ezt körülvevő puffer övezetként funkcionáló védőzónából épül fel.

A Szalafő Erdőrezervátum hazánk egyik legjobban kutatott és felmért erdőrezervátum területe. Ennek ellenére a faunisztikai kutatások terén viszonylag hiányos adatokkal rendelkezünk a területre vonatkozóan. A zoológiai vizsgálatok közül említhető Vig (2000) összefoglaló műve, amely időrendi sorrendben, rendszertani csoportok szerint részletezi a már meglévő információkat és eredményeket. Szintén összefoglaló műként megemlíthetők a Nyugat-magyarországi Egyetem égisze alatt végzett, zoológiai kutatásokat is tartalmazó általános felmérés (Bartha & Puskás 2014), valamint a futóbogarakkal kapcsolatos (Ferka 2015) vizsgálatok. Az Őrségi régiót érintő aktuális arachnológiai vizsgálatok közül Samu & Ódor (2015) nagyobb volumenű munkáit említhetjük meg, amik az erdőrezervátumot is érintették.

Jelen vizsgálatunkkal betekintést szerettünk volna nyerni a rezervátum védőzónájának és magterületének pókfaunájába.

Választásunk azért erre az ízeltlábú csoportra esett, mivel a pókok, mint generalista ragadozó szervezetek, az erdei ökoszisztémáknak fontos részét képezik (Wise 1993). Ezen túlmenően, mint indikátor szervezetek, érzékenyen reagálnak a környezeti tényezők és a vegetáció strukturális változásaira (Maelfaitl & Hendrickx 1997, Horváth et al 2009, Horváth 2012), továbbá jól ismételtetően, költséghatékonyan gyűjthetők, ökológiai szempontból jól értelmezhető az előfordulásuk, és egyszerűen vizsgálhatók (Ferris et al 2000).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Szalafő Erdőrezervátum a Nyugat-Dunántúl erdészeti tájon belül az Őrség középtájba tartozó Alsó-Őrség kistájon helyezkedik el (Halász 2006). A vidék a kelet-alpesi flóratartomány (*Noricum*) stájer flórajárásába (*Stiriacum*) sorolandó (Solymos 1960). A tenyészidőszaki átlaghőmérséklet: 15,8 °C. A természetes vegetációt korábban bükkösök és gyertyános-tölgyesek uralták, a mai erdőkre azonban az erdeifenyő mellett a nyír, a rezgőnyár, a bükk, a kocsánytalan tölgy és a gyertyán jellemzőek (Halász 2006).

A rezervátum területe 94,7 ha, amiből a magterület 13,2 ha, a védőzóna pedig 81,5 ha. A magterület északon a Szalafő 13/B (4,93 ha), délen a Szalafő 13/I (7,31 ha) erdőrészletekből, valamint a kettő közé ékelődő Szalafő 13/TI jelű (1,02 ha) egyéb részletből (tisztás) áll (Németh 2014).

Vizsgálatunk a rezervátum magterületén, a 13/I részletben, valamint a védőzóna ettől délre található erdőrészeleiben (13/C és 13/J) zajlott. A vizsgált erdőrészek jellemzőit az 1. táblázat mutatja. A magterületen annak fafajösszetétele alapján indokoltnak tartottuk két, eltérő élőhely elkülönítését, így azokat külön vizsgálva helyeztünk ki csapdákat (1. ábra). A csapdák jelölése során a területhez kötődő korábbi munka (Ferka 2015) megnevezéseire alkalmazkodtunk:

- E: az erdeifenyő nagy arányban van jelen a magterületen;
- V: az erdeifenyő hiányzik; vagy csak kis arányban van jelen a magterületen;
- L: elegyes lucos.

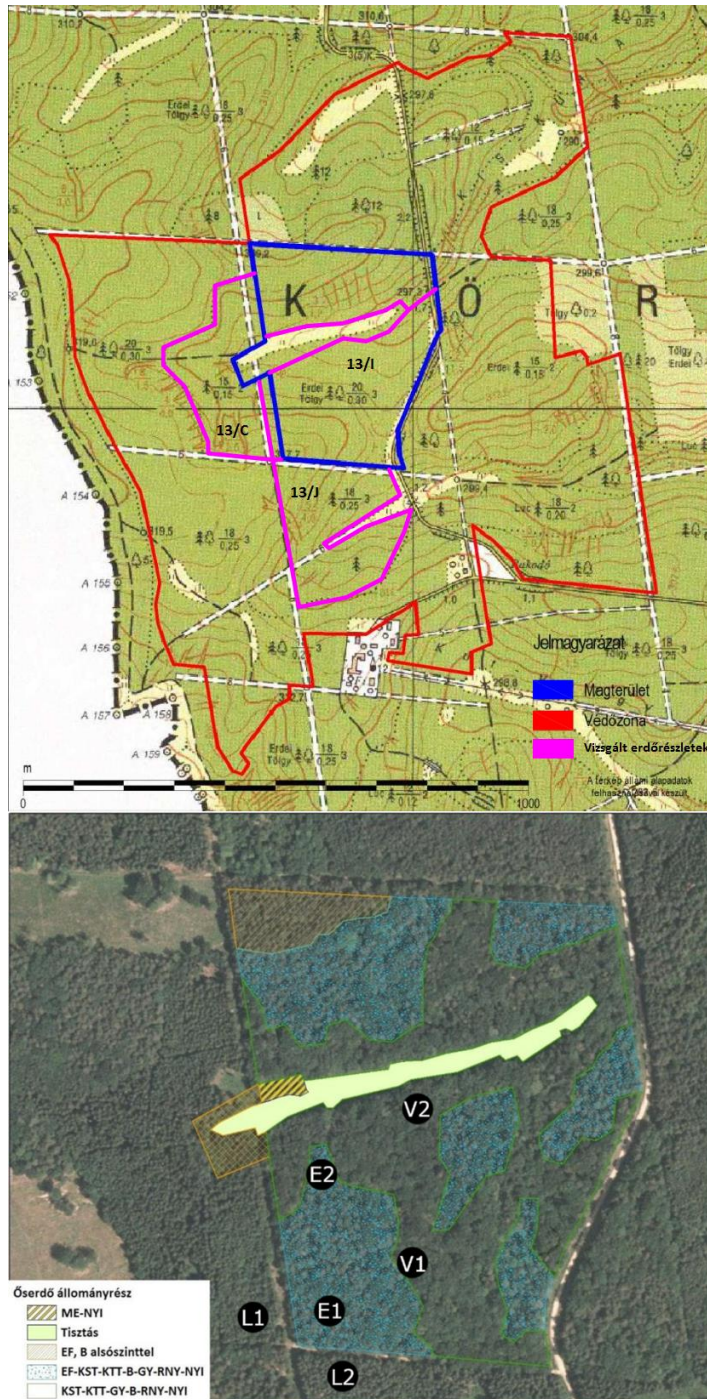
1. táblázat: Az egyes részletek jellemzői.

Table 1: The properties of the survey areas.

	Magterület (E és V jelölés)	Védőzóna (L jelölés)	
	13/I	13/C	13/J
Termőhelytípus-változat	GYT-TVFLN-PGBE-MÉ-V		
Állományalkotó fafajok (elegyarány)	Kocsányos tölgy (37)	Lucfenyő (86)	Lucfenyő (60)
	Kocsánytalan tölgy (17)	Bükk (14)	Jegenyefenyő (19)
	Erdeifenyő (33)		Bükk (21)
	Közönséges nyír (6)		
	Bükk (5)		
	Gyertyán (2)		
Átlagkor	97	58	56
Záródás	88%	59%	20%

A mintagyűjtéshez Barber-féle duplaedényes talajcsapdákat használtunk (Barber 1931). A csapdákat védőtetővel láttuk el, ölü-, illetve konzerváló szerként 2 dl, 10 tf%-os ecetsavat alkalmaztunk (Woodcock 2005, Kádár & Samu 2006).

A csapdák kihelyezése 2014.04.15-én történt; párosával (egymástól 2m-re), mindhárom élőhelytípusban két helyre, így összesen 12 csapda került telepítésre (1. ábra). Úrítésük a 2014-es vegetációs időszak során, májustól októberig, összesen 7 alkalommal, hozzávetőlegesen egy hónapos időközökkel zajlott. A hasonló vizsgálatok során tapasztalt májusi csúcs (Bali et al 2016) miatt, ebben a hónapban két ürítést is végeztünk. A csapdák összesen 196 napig voltak használatban. A pókokat a későbbiekben 70%-os etilalkoholban tároltuk.



1. ábra: A Szalafő erdőrezervátum (fent) és a csapdapárok kihelyezése (lent) (Király et al 2014, Ferka 2015).
 Figure 1: The Szalafő Forest Reserve (upper picture) and the placement of the trap-pairs (lower picture) (Király et al 2014, Ferka 2015).

A pókfajok gyakoriságának jellemzéséhez Palmgren & Lönnqvist (1974), valamint Szinetár et al (2006) által alkalmazott dominancia kategóriákat használtuk, melyek az alábbiak voltak: 0,2%-ig ritka, 0,2-0,5% között szórványos, 0,5-% között gyakori, 2-5% között szubdomináns, 5% felett pedig domináns. A 10% feletti gyakoriság esetén a szuperdomináns kategóriát alkalmaztuk. A vadászati stratégiák elemzése során Loksa (1969), valamint Cardoso et al (2011) munkáit vettük alapul; továbbá a következő kategóriákat használtuk: hálós vadászók (hurokháló, tölcserháló, vitorlaháló és egyéb hálószövőök), valamint háló nélkül vadászók (lesből támadók, talajfelszínen vadászók, specialisták és egyéb vadászók).

A pókközösségek szerkezetét a Shannon- (Shannon & Weaver 1949) és a Simpson (Simpson 1949) diverzitási indexek segítségével értékeltük. Annak megállapításához, hogy az egyes csapdapárok, valamint a különböző területek csapdázott együttese között van-e szignifikáns különbség, azok adatait t-próbával is összehasonlítottuk. Az eltéréseket $p < 0,05$ érték esetén tekintettük szignifikánsnak. Az egyes csapdák és élőhelyrészek fajegyüttese közötti hasonlóságok megállapításához Bray-Curtis indexen (Bray & Curtis 1957) alapuló ordinációs vizsgálatot végeztünk, aminek módszere nem-metrikus többdimenziós skálázás (N-MDS) volt, amely során minden csapdát összehasonlítottunk minden csapdával. Valamint elvégeztük a három élőhelyet összehasonlító Rényi-féle diverzitás rendezést is (Rényi 1961).

EREDMÉNYEK

Az adatgyűjtés során összesen 1305 egyed került befogásra. Ezek közül 20 család 50 fajának 971 egyedét sikerült faji szinten meghatározni. Az átlagos fogás 0,55 egyed/csapda/nap és 0,02 faj/csapda/nap volt. A legtöbb egyed (628) az erdeifenyő elegyes lomb (E), míg a legkevesebb (254) a lucos (L) élőhelyen került begyűjtésre. A legmagasabb fajszám (34) a lucos (L), a legalacsonyabb (28) pedig az elegyes lomb (V) élőhelyen volt tapasztalható. A legnagyobb fajszámú család a vitorlaspókoké (*Linyphiidae*) volt, összesen 13 fajjal. A legnagyobb egyedszámban a sárgafoltos gyászfarkaspók (*Pardosa alacris* C. L. Koch, 1833) volt jelen, összesen 543 egyeddel, így szuperdomináns volt. Ez a faj a magyarországi erdők leggyakoribb pókfaja. Az erdőktől csak kis távolságokra távolodik el (Loksa 1972), a talajfelszínen lévő avar és részleges árnyékolás szükséges számára. Kerüli a szélsőségesen száraz, meleg és nyílt élőhelyeket (Szinetár 2006).

A teljes mintavétel egyetlen domináns faja az *Urocoras longispinus* (Kulczyński, 1897), az egyetlen szubdomináns faja pedig a földi farkaspók (*Trochosa terricola* Thorell, 1856) volt, ami füves területekre, lomb- és nyitvatermő erdőkre, valamint erdőszegélyekre jellemző (Hänggi et al 1995) (2. táblázat).

2. táblázat: A begyűjtött fajok listája az egyes élőhelyekre vetítve, valamint az egyes fajok dominanciája (D). A fajok rendszertani sorrendben szerepelnek, a táblázat a faji szinten nem meghatározott egyedeket is tartalmazza (V – elegyes lomberdő, L – elegyes lucos, E – erdeifenyő elegyes lomberdő).

Table 2: The trapping results (V – mixed deciduous stand; L – mixed deciduous stand with Scots pine; L – mixed Norway spruce stand; D – dominance).

Taxon	V			L			L		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Atypidae</i> spp. juv.	0	0	-	0	1	-	2	0	-
<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830	10	0	2,36	2	3	1,97	3	0	0,48
<i>Atypus piceus</i> Sulzer, 1776	0	0	0,00	0	0	0,00	0	2	0,32
<i>Dysderidae</i> spp. juv.	0	0	-	1	0	-	0	0	-
<i>Dysdera longirostris</i> Doblika, 1853	1	0	0,24	0	0	0,00	0	0	0,00
<i>Harpactea rubicunda</i> C. L. Koch, 1838	6	3	2,13	4	4	3,15	1	2	0,48
<i>Segestria senoculata</i> L., 1758	0	0	0,00	0	0	0,00	0	1	0,16
<i>Ero furcata</i> Villers, 1789	0	0	0,00	1	2	1,18	0	0	0,00
<i>Lynphiidae</i> spp. juv.	3	5	-	8	12	-	4	2	-
<i>Abacoproeces saltuum</i> L. Koch, 1872	0	0	0,00	0	2	0,79	0	0	0,00
<i>Gnathonarium dentatum</i> Wider, 1834	1	0	0,24	0	0	0,00	0	0	0,00
<i>Kaestneria dorsalis</i> Wider, 1834	0	0	0,00	1	2	1,18	0	0	0,00
<i>Microneta varia</i> Blackwall, 1841	0	0	0,00	2	0	0,79	0	0	0,00
<i>Palliduphantes pallidus</i> O. P.-Cambridge, 1871	0	1	0,24	5	1	2,36	1	2	0,48
<i>Panamomops sulcifrons</i> Wider, 1834	4	1	1,18	0	3	1,18	2	0	0,32
<i>Porrhomma errans</i> Blackwall, 1841	0	0	0,00	1	0	0,39	0	0	0,00
<i>Syedra gracilis</i> Menge, 1869)	2	0	0,47	0	0	0,00	0	0	0,00
<i>Tapinocyba insecta</i> L. Koch, 1869	1	1	0,47	3	0	1,18	0	0	0,00
<i>Tapinopa longidens</i> Wider, 1834	1	1	0,47	0	0	0,00	0	2	0,32
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i> Bertaku, 1890	1	1	0,47	1	1	0,79	0	0	0,00
<i>Trichoncus affinis</i> Kulczyński, 1894	0	0	0,00	0	1	0,39	1	0	0,16

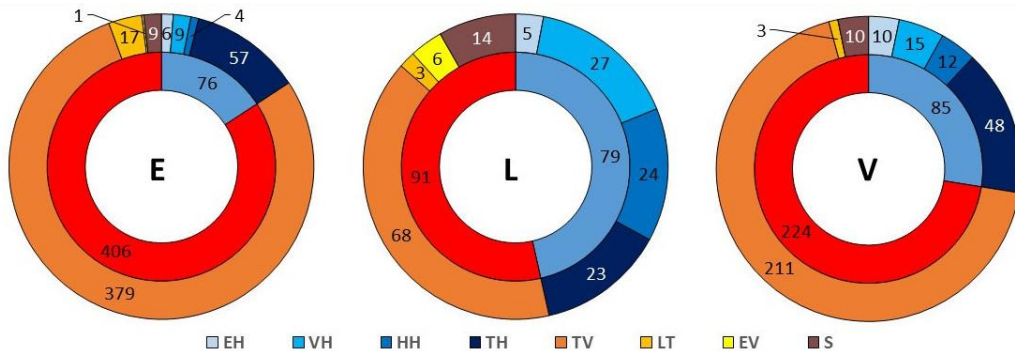
Taxon	V			L			L		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Walckenaeria dysderoides</i> Wider, 1834	0	0	0,00	0	4	1,57	0	0	0,00
<i>Euryopis flavomaculata</i> C. L. Koch, 1836	4	0	0,95	2	11	5,12	0	0	0,00
<i>Asagena phalerata</i> Panzer, 1801	0	0	0,00	0	0	0,00	1	0	0,16
<i>Enoplognatha thoracica</i> Hahn, 1833	7	0	1,65	3	8	4,33	3	0	0,48
<i>Lycosidae</i> spp. juv.	46	18	-	22	22	-	93	4	-
<i>Arctosa lutetiana</i> Simon, 1876	3	0	0,71	3	3	2,36	0	0	0,00
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	12	8	4,73	3	7	3,94	15	2	2,71
<i>Pardosa alacris</i> C. L. Koch, 1833	39	133	40,66	17	25	16,54	322	7	52,39
<i>Pardosa palustris</i> L., 1758	0	0	0,00	0	0	0,00	1	0	0,16
<i>Pirata uliginosus</i> Thorell, 1856	0	1	0,24	0	0	0,00	1	0	0,16
<i>Pisaura mirabilis</i> Clerck, 1757	0	1	0,24	0	1	0,39	1	0	0,16
<i>Zoridae</i> spp. juv.	0	0	-	1	0	-	0	0	-
<i>Agelenidae</i> spp. juv.	0	15	-	4	2	-	0	4	-
<i>Allagelena gracilens</i> C. L. Koch, 1841	1	0	0,24	0	0	0,00	0	0	0,00
<i>Tegenaria campestris</i> C. L. Koch, 1834	0	0	0,00	1	3	1,57	1	3	0,64
<i>Tegenaria domestica</i> Clerck, 1757	1	0	0,24	1	0	0,39	0	0	0,00
<i>Urocoras longispinus</i> Kulczyński, 1897	10	36	10,87	9	9	7,09	10	43	8,44
<i>Cicurina cicur</i> Fabricius, 1793	1	0	0,24	0	0	0,00	0	0	0,00
<i>Cryphoeca silvicola</i> C. L. Koch, 1834	0	0	0,00	0	0	0,00	1	0	0,16
<i>Zodarion germanicum</i> C. L. Koch, 1837	0	0	0,00	1	2	1,18	6	0	0,96
<i>Anyphaena accentuata</i> Walckenaer, 1802	0	0	0,00	1	0	0,39	0	0	0,00
<i>Gnaphosidae</i> spp. juv.	3	2	-	2	1	-	29	1	-
<i>Drassylus villicus</i> Thorell, 1875	1	0	0,24	0	2	0,79	3	0	0,48
<i>Gnaphosa bicolor</i> Hahn, 1833	1	0	0,24	0	0	0,00	2	0	0,32

Taxon	V			L			L		
	1	2	D	1	2	D	1	2	D
<i>Haplodrassus silvestris</i> Blackwall, 1833	2	4	1,42	1	0	0,39	1	1	0,32
<i>Zelotes apricorum</i> L. Koch, 1876	1	0	0,24	0	2	0,79	11	0	1,75
<i>Zelotes erebeus</i> Thorell, 1871	0	0	0,00	0	1	0,39	6	0	0,96
<i>Philodromidae</i> spp. juv.	0	0	-	0	0	-	0	0	-
<i>Philodromus collinus</i> C. L. Koch, 1835	0	0	0,00	0	1	0,39	0	0	0,00
<i>Thomisidae</i> spp. juv.	3	0	-	1	1	-	0	0	-
<i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835	0	0	0,00	0	1	0,39	0	0	0,00
<i>Xysticus luctator</i> L. Koch, 1870	3	0	0,71	1	1	0,79	17	0	2,71
<i>Salticidae</i> spp. juv.	0	0	-	0	1	-	0	0	-
<i>Pseudeuophrys erratica</i> Walckenaer, 1826	0	0	0,00	3	1	1,57	0	0	0,00
<i>Pseudicius encrapatus</i> Walckenaer, 1802	0	0	0,00	0	0	0,00	1	0	0,16
<i>Phrurolithus minimus</i> C. L. Koch, 1839	5	0	1,18	1	1	0,79	3	0	0,48
<i>Agroeca brunnea</i> Blackwall, 1833	0	0	0,00	1	2	1,18	0	0	0,00
<i>Agroeca lusatica</i> L. Koch, 1875	0	0	0,00	0	0	0	0	4	0,64
<i>Apostenus fuscus</i> Westring, 1851	1	4	1,18	0	0	0	2	0	0,32
Juvenilis	4	10	-	2	1	-	2	2	-
Összes egyedszám	181	248	423	112	148	254	549	85	628
Egyed/cs/nap	0,46	0,63	0,54	0,29	0,38	0,32	1,40	0,22	0,80
Összes fajszám	26	13	28	24	28	34	25	11	29
Faj/cs/nap	0,07	0,03	0,04	0,06	0,07	0,04	0,06	0,03	0,04

Faunisztikai és természetvédelmi szempontból is kiemelendő két rokon, és morfológiailag is igen hasonló (Kraus & Baur 1974; Schwendinger 1990) faj, a szurkos torzpók (*Atypus piceus* (Sulzer, 1776)) és a tölgystorzpók (*Atypus affinis* Eichwald, 1830) előkerülése. Mindkét faj ritka, értékes és védett tagja a magyarországi pókfaunának (13/2001. (V. 9.) KöM rendelet – Web 3.). Érdekes, hogy hasonló életmódjuk és ökológiai igényeik (Wunderlich 1991) ellenére mindkét faj egyedeit megtaláltuk a rezervátum területén.

A mintagyűjtés jellegéből adódóan a háló nélkül vadászó pókfajok nagyobb arányára volt várható a mintaanyagban. Ezzel szemben a lucos mintaterületek csapdáiban a hálóval és a

háló nélkül vadászó fajok egyedei hasonló arányban voltak jelen. Szintén érdekes még, hogy itt a három hálószővő csoport (hurok-, tölcsér- és vitorlaháló) szinte megegyező egyedszámmal voltak jelen, míg a másik 2 élőhelyen a hálószővő közösséget a tölcsérhálós fajok dominálták. A háló nélkül vadászó fajok esetében mindhárom élőhelyen a talajfelszínen vadászók domináltak, bár arányuk szintén a lucos élőhelyeken volt a legkisebb (2. ábra).



2. ábra: Vadászati stratégiák egyedszám szerinti megoszlása az egyes mintaterületeken (kék színekkel a hálószővő vadászók, egyéb színekkel a nem hálószővő vadászók; VH – vitorlahálós, HH – hurokhálós, TH – tölcsérhálós, EH – egyéb hálószővő vadászó, TV – talajfelszínen vadászó, LT – lesből támadó, S – specialista, EV – egyéb stratégiával vadászó; V – elegyes lomberdő, L – elegyes lucos, E – erdeifenyő elegyes lomberdő).

Figure 2: Guild structure by specimen numbers (blue colors are web builders, other colors are hunters; VH – sheet web, HH – space web, TH – funnel web, EH – other web builders, TV – ground hunters, LT – ambushers, S – specialists, EV – other hunters; V – mixed deciduous stand; E – mixed deciduous stand with Scots pine; L – mixed Norway spruce stand).

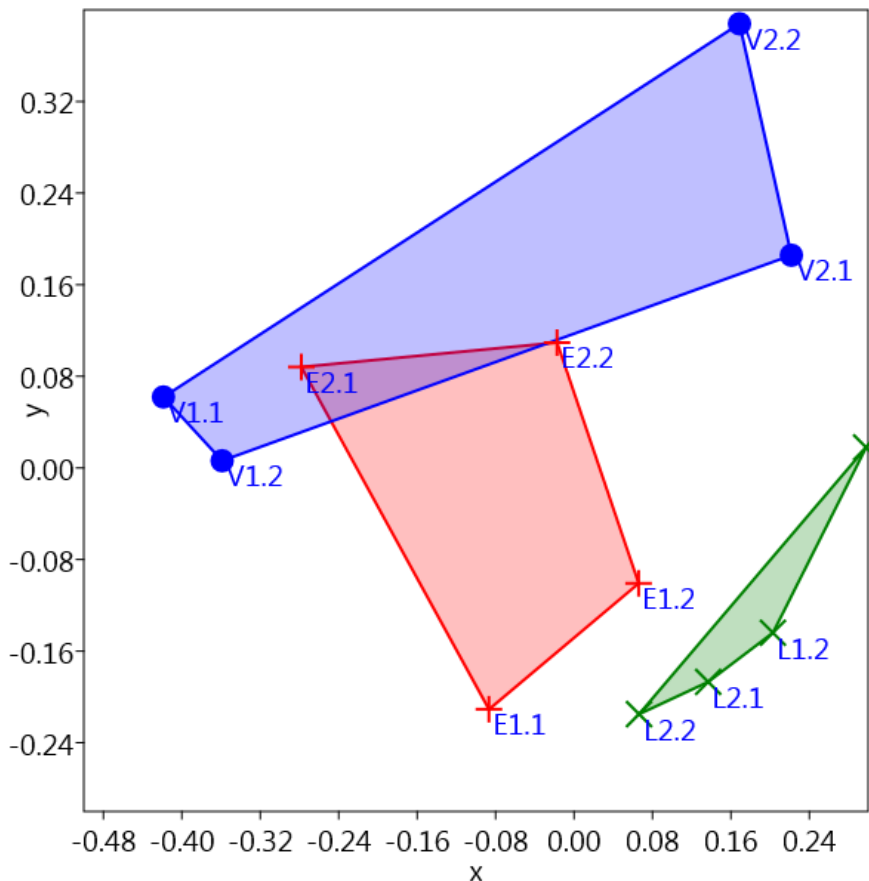
A diverzitás indexek mindkét esetben a lucos területeken csapdázott mintánál voltak magasabbak. A t-próba nem mutatott ki szignifikáns különbséget sem az egyes csapdapárok, sem az eltérő élőhelyek között (3. táblázat).

3. táblázat: Diverzitás értékek és az egyes csapdapárokat, valamint mintaterületeket összehasonlító t-próba eredményei (V – elegyes lomberdő, L – elegyes lucos, E – erdeifenyő elegyes lomberdő).

Table 3: Diversity values and the results of the t-test regarding trap-pairs and survey sites (V – mixed deciduous stand; E – mixed deciduous stand with Scots pine; L – mixed Norway spruce stand).

	V	L	E
Simpson	0,67	0,91	0,52
Shannon	1,83	2,92	1,44
	V1-2	L1-2	E1-2
p	0,60	0,31	0,29
	E-L	L-V	E-V
p	0,35	0,44	0,65

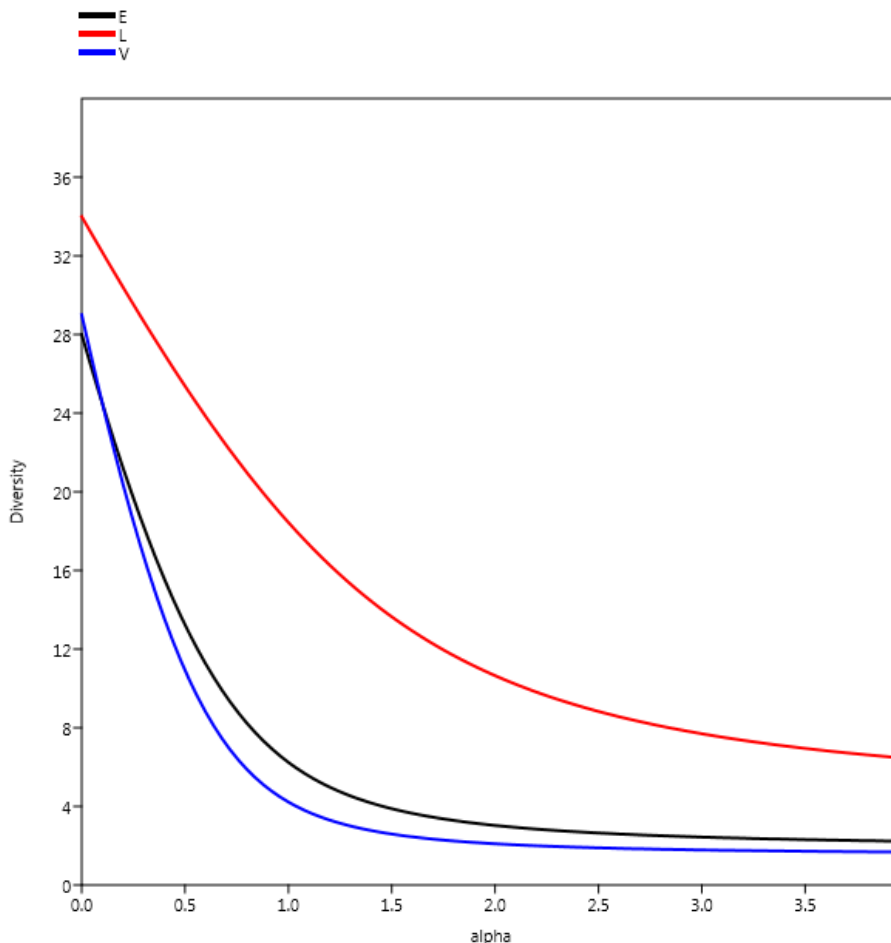
Az ordinációs vizsgálat vonatkozó stressz-függvényének (ST) értéke 0,14, ami elfogadhatónak tekinthető (Podani 1997). A vizsgálat eredménye szerint a lucos élőhelyekre kihelyezett csapdák hasonlítanak legjobban egymásra, annak ellenére is, hogy két erdőrészletben lettek kihelyezve. Legkevésbé pedig a magterületen található elegyes lomberdő csapdái hasonlítottak egymásra. Itt az egyes csapdapárok csapdái sokkal jobban hasonlítottak egymásra, mint a két csapdapár (3. ábra).



3. ábra: A minden csapdát tartalmazó, Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló ordinációs vizsgálat (V – elegyes lomberdő, L – elegyes lucos, E – erdeifenyő elegyes lomberdő).

Figure 3: Ordination, according to the Bray-Curtis similarity index, including every trap (V – mixed deciduous stand; E – mixed deciduous stand with Scots pine; L – mixed Norway spruce stand).

A Rényi-féle diverzitás rendezés esetében a lucos élőhelyeket jellemző görbe jóval a másik kettő felett fut, míg azok egymáshoz igen közel, egymást egy ponton metszve (4. ábra). Ebből kifolyólag a magterületen kijelölt két élőhely mintázott együttese ezzel a vizsgálatlal nem összehasonlítható (Tóthmérész 1995, 2013).



4. ábra: A mintaterületek Rényi-féle diverzitás profiljainak görbéi (V – elegyes lomberdő, L – elegyes lucos, E – erdeifenyő elegyes lomberdő).

Figure 4: Diversity profiles (E – mixed deciduous stand; V – mixed deciduous stand with Scots pine; L – mixed Norway spruce stand).

ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálat során, a tipikusan erdei élőhelyekre jellemző farkaspók (ebben az esetben főként a *P. alacris* valamint a *T. terricola*) fajok voltak legnagyobb arányban jelen. Nagy egyedszámuk magyarázható azzal, hogy ezek az állatok egy nap alatt több tíz méteres távolságot tudnak megtenni (Greenstone 1979, Kiss & Samu 2000), így rövid idő alatt képesek a habitatok, mikrohabitatok között vándorolni. Tehetik ezt táplálékszerzés céljából, vagy, hogy az abiotikus tényezőkben bekövetkező változásokat kompenzálják. A vizsgálatunkban szubdomináns *T. terricola* farkaspók faj a korábbi felmérésünkben (Bali et al 2016) és jelen

vizsgálatunkban is jellemzően együtt fordult elő a *P. alacris* fajjal. A szintén magas dominanciájú *U. longispinus* faj ökológiai igényeivel kapcsolatban hiányosak az irodalmi adatok. 8,77-es dominanciaértéke eddigi vizsgálatainkhoz képest kimagasló (Bali et al 2016), úgy tűnik, hogy a faj számára rendkívül kedvező életfeltételeket biztosít az erdőrezervátum területe. A fauna fajösszetételét tekintve mindenképpen kiemelendő még a két torzpók faj, az *A. affinis* és az *A. piceus* megléte.

A vadászati stratégiákat elemezve többé-kevésbé a talajcsapdás vizsgálatok során is várható módon, a talajfelszínen vadászó pókfajok dominanciáját tapasztaltuk (Hancock & Lang 2011, Zou et al 2011, McCravy 2018). Ez alól kivételt képeztek a lucos mintaterületek együttese, ahol a hálóval és anélkül vadászó fajok közel azonos arányban voltak jelen.

Szintén érdekesek a lucos területeken csapdázott együttesek a diverzitás viszonyok szempontjából is. Az itt tapasztalt magas értékek esetleg visszavezethetők arra is, hogy itt volt a legmagasabb a fajsám, valamint a mindenhol máshol tömeges *P. alacris* a lucosokban volt a legkisebb arányban jelen. Inkább lomberdei fajról van ugyanis szó, kedveli a lombbavar meglétét (Loksa 1972, Szinetár 2006).

Az ordinációs vizsgálat alapján elmondható, hogy a minták hasonlóságát a magterület esetében sokkal inkább a csapdák egymástól való térbeli távolsága határozta meg, míg a lucos területek esetében az egymástól távol lévő (akár más erdőrészetekbe is eső) csapdák is nagy hasonlóságot mutattak.

Összességében az erdőrezervátum területén egy viszonylag gazdag talajfelszín közeli pókközösségbe nyertünk betekintést, ahol változatos vadászati stratégiát alkalmazó-, valamint ritka és védett fajok is megtalálhatók voltak. A három vizsgált terület közül, a lucos pókközössége tért el a legjobban.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak az adatgyűjtés során nyújtott segítségükért.

Kutatásunk a „Talentum Műhely - a tudományért és a tehetségéért a Nyugat-magyarországi Egyetemen” című TÁMOP-4.2.2B-15/1/KONV-2015-0005 számú projekt, valamint a 'VKSZ_12-1-2013-0034 - Agrárklíma.2' program keretein belül valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bali L., Szinetár Cs., Andrési D., Kámpel J. & Tuba K. 2016: Mesterségesen kialakított lécek talajközelszínben élő pókfaunájának (*Araneae*) vizsgálata. *Növényvédelem* 52(6): 287–296.
- Barber H.S. 1931: Traps for cave-inhabiting insects. *Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society* 46: 259–266.
- Bartha D. & Puskás L. (eds) 2014: A Szalafői Őserdő. *Silva Naturalis* 3, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 157–185.

- Bray J.R. & Curtis J.T. 1957: An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349. DOI: [10.2307/1942268](https://doi.org/10.2307/1942268)
- 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): 1–10. DOI: [10.1371/journal.pone.0021710](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021710)
- Ferka R. 2015: A talajon élő bogárfauna összehasonlító vizsgálata a Szalafői Őserdő Erdőrezervátum és egy őrségi üzemi erdő területén. Szakdolgozat. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- Ferris R., Peace A.J. & Humphrey J.W. 2000: Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. *Forest Ecology and Management* 136: 35–51. DOI: [10.1016/s0378-1127\(99\)00268-6](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00268-6)
- Greenstone M.H. 1979: A line transect density index for wolfspiders (*Pardosa* spp.), and a note on the applicability of catch per unit effort method to entomological studies. *Ecological Entomology* 4: 23–29. DOI: [10.1111/j.1365-2311.1979.tb00558.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1979.tb00558.x)
- Halász G. (eds) 2006: Magyarország erdészeti tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Hancock H. & Legg C.J. (2012): Pitfall trapping bias and arthropod body mass. *Insect Conservation and Diversity* 5: 312–318. DOI: [10.1111/j.1752-4598.2011.00162.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00162.x)
- Hänggi A., Stöckli E., Nentwig W. 1995: Habitats of Central European Spiders. *Miscellanea Faunistica Helveticae* 4. Musée d'Histoire Naturelle de Neuchatel.
- Horváth R., Magura T., Szinétár Cs. & Tóthmérész B. 2009: Spiders are not less diverse in small and isolated grasslands, but less diverse in overgrazed grasslands; a field study (East Hungary, Nyírség). *Agriculture Ecosystems & Environment* 130: 16–22. DOI: [10.1016/j.agee.2008.11.011](https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.011)
- Horváth R. 2012: Az urbanizáció hatása erdei talajlakó pókokra. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 224–233.
- Kádár F. & Samu F. 2006: A duplaedényes talajcsapdák használata Magyarországon. *Növényvédelem* 42(6): 305–312.
- Kiss B. & Samu F. 2000: Evaluation of population densities of common wolf spider *Pardosa agrestis* (Araneae: Lycosidae) in Hungarian alfalfa fields using mark recapture. *European Journal of Entomology* 97: 191–195. DOI: [10.14411/eje.2000.036](https://doi.org/10.14411/eje.2000.036)
- Király G., Balázs P., Horváth J. & Konkoly-Gyúró É. 2014: A Szalafői Őserdő Erdőrezervátum történeti változásai régi térképek és irodalmi források alapján. In: Bartha D. & Puskás L. (eds): *A Szalafői Őserdő*. *Silva Naturalis* 3, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 29–45.
- Kraus O. & Baur H. 1974: Die Atypidae der West-Paläarktiss – Systematik, Verbreitung und Biologie (Arach.: Araneae). *Abhandlungen und Verhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Hamburg N.F.* 17: 85–116.
- Loksa I. 1969: Pókok I. – Araneae I. In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)* 13/2. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Loksa I. 1972: Pókok II. – Araneae II. In: *Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae)* 13/3. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- 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.
- McCraw K.W. 2018: A Review of Sampling and Monitoring Methods for Beneficial Arthropods in Agroecosystems. *Insects* 9(4, 170): 1–28. DOI: [10.3390/insects9040170](https://doi.org/10.3390/insects9040170)
- Németh B. 2014: A Szalafői „Őserdő” Erdőrezervátum kialakulásának, történetének feldolgozása. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- 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.
- Podani J. 1997: Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldolgozás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest.
- Rényi A. 1961: On measures of information and entropy. *Proceedings of the fourth Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability* 1960: 547–561.



- Samu F. & Ódor P. 2015: Pókok. In: Ódor P. (ed): A biodiverzitást meghatározó környezeti változók az őrségi erdőkben. MTA Ökológiai Kutatóközpont Tanulmányai 2. MTA Ökológia Kutatóközpont, Tihany, 40–42.
- Schwendinger P.J. 1990: A synopsis of the genus *Atypus* (Araneae, Atypidae). *Zoologica Scripta* 19(3): 353–366. DOI: [10.1111/j.1463-6409.1990.tb00263.x](https://doi.org/10.1111/j.1463-6409.1990.tb00263.x)
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 1–117.
- Simpson E.H. 1949: Measurement of diversity. *Nature* 163: 688. DOI: [10.1038/163688a0](https://doi.org/10.1038/163688a0)
- Solyos R. 1960: Az őrségi erdőgazdálkodás. *Az Erdő* 9(1): 9–17.
- Szinetár Cs. 2006: Pókok. Keresztespókok, farkaspókok, ugrópókok és rokonaik a Kárpát-medencében. *Élővilág Könyvtár, Kossuth Kiadó, Budapest*.
- Szinetár 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.
- Tóthmérész B. 1995: Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6: 283–290. DOI: [10.2307/3236223](https://doi.org/10.2307/3236223)
- Tóthmérész B. 2013: *Diversity*. University of Debrecen.
- Vig K. 2000: *A Nyugat-magyarországi peremvidék állattani kutatásának története*. Savaria Múzeum, Szombathely.
- Wise D.H. 1993: *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press.
- Woodcock B.A. 2005: Pitfall trapping in ecological studies. In: Leather S. (ed): *Insect Sampling in Forest Ecosystems*. Blackwell, Oxford, 37–57. DOI: [10.1002/9780470750513.ch3](https://doi.org/10.1002/9780470750513.ch3)
- Wunderlich J. 1991: Über die Lebensweise und zur Unterscheidung der heimischen Arten der Tapezierspinnen (*Mygalomorphae: Atypidae*). *Arachnologischer Anzeiger* 13: 6–10.
- 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. DOI: [10.5814/j.issn.1674-764x.2012.02.010](https://doi.org/10.5814/j.issn.1674-764x.2012.02.010)

ONLINE FORRÁSOK

- Web 1.: 13/2000. (VI. 26.) KöM rendelet a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területén lévő egyes védett természeti területek erdőrezervátummá nyilvánításáról
http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0000013. KOM Letöltés ideje: 2019.08.05.
- Web 2.: 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről:
http://www.termeszetvedelem.hu/index.php?pg=sub_685 Letöltés ideje: 2016.08.04.

*Érkezett: 2019. szeptember 30.
Közlésre elfogadva: 2019. november 15.*

FAKÉREG HASZNOSÍTÁSI LEHETŐSÉGEINEK ÁTTEKINTÉSE

Börcsök Zoltán, Adamik Péter és Pásztor Zoltán

Soproni Egyetem, Simonyi Károly Kar, Innovációs Központ

Kivonat

Évente mintegy 300-400 millió köbméter kéreg keletkezik a fahasznosítás során. Ennek legnagyobb része azonban hasznosítatlan marad, illetve elégetik. A kéreg szerkezete és összetétele különleges, a faanyagtól különböző, mely tulajdonságok számos hasznosítási lehetőséget rejtenek. A mezőgazdaság, energetika, orvostudomány, falemezipar, szigetelőanyag-gyártás és vegyipar sikerrel használhatja és felhasználhatja a fák kérgét. Ez a tanulmány a kéreg szerkezetéről, tulajdonságairól és a hasznosítási lehetőségekről ad áttekintést.

Kulcsszavak: kéreg, hasznosítás, anatómia, összetétel.

REVIEW OF THE POSSIBILITIES OF BARK UTILIZATION

Abstract

Approximately 300-400 million cubic meters of bark are produced each year during wood processing. Most of this, however, remains unused or burned. The structure and composition of the bark are special, and differs from the wood, which features a number of utilization possibilities. Agriculture, power engineering, medicine, woodpanel industry, insulation and chemical industry can successfully use and utilise the bark of different trees. This study provides an overview of the structure, properties, and utilization potential of the bark.

Keywords: bark, utilization, anatomy, composition.

BEVEZETÉS

Az erdőgazdálkodás egyik fő célja a fatermesztés, amivel évente nagy mennyiségű megújuló nyersanyagot állít elő. A világon évente kitermelt faanyag (hengeresfa-roundwood) mennyiségét 3.591.142.000 m³-re becsülik (FAO 2015). A világon az évente keletkező kéreg mennyisége 10% kéreghányaddal számolva így közelítőleg 359.114.200 m³. Már a XX. század közepén is nagy problémát jelentett a fakitermelésnél és -feldolgozásnál keletkező hatalmas kéregmennyiség elhelyezése, melyet a legtöbb esetben szeméttelepekre hordtak (Weissmann 1976). Feng et al (2013) szerint pl. Kanadában évente több mint 17 millió m³



kéreg keletkezik, aminek több mint a fele égetésre vagy hulladéklerakóba kerül. Magyarországi erdőkben kitermelt faanyagról eltávolított kéreg mennyisége évente országosan eléri az 5-600 ezer köbmétert (Molnár 2004).

A kéreg számos funkcióval rendelkezik a növény élete során, miközben maga is változik az életkortól függően. A héjkéreg igen változatos, egy-egy fafajra jellemző formákat ölthet, vastagsága függ a fafajtól, a kortól és az ökológiai tényezőktől, sőt a fa egyes részeiben is más és más lehet (Fekete 1951, Gencsi 1980, Butterfield et al 1997).

A kéreg részaránya a fatesthez képest 5-28% is lehet (Nyikosov 1985, Sopp et al 2000, Molnár 2004, Guidi et al 2008). Guidi et al (2008) *Populus deltoides* L. különböző korú klónjainak kéregarányát vizsgálták, hiszen a fás biomassa kéreg aránya közvetlenül érinti a minőséget és gazdasági értéket. Kis átmérők esetén a kéreg mennyisége gyorsan csökken, egészen kb. 4 cm-ig, aztán az arány állandósul.

A KÉREG ANATÓMIÁJA, FUNKCIÓJA

Az elsődleges növényi szárát elsődleges bőrszövet az epidermisz borítja, sejtjei vékony falúak, egymáshoz szorosan illeszkednek, a külvilág felé pedig jelentős mennyiségű viasz borítja (Haraszty 1988, Gyurján 1996). A fás növényekre jellemző, hogy több évig élnek, és az élettartamuk alatt folyamatosan növekszenek, ami együtt jár a hajtások megvastagodásával is, amivel az elsődleges bőrszövet csak egy rövid ideig tud lépést tartani, általában felszakad (Fodor 2004). Ezzel együtt általában az elsődleges kéreg belső részeiben egy sejtsor újra osztódóvá válik (parakambium vagy más néven fellogén), és új szövetet hoz létre: kifelé parabórt (fellom), befelé paraalapszövetet, vagy másodlagos kérget, más néven fellodermát. A fellom sejtjei a kialakulásuk után gyorsan elhalnak, miközben a sejtalba szuberin rakódik, és a víz számára teljesen, gázok számára majdnem teljesen átjárhatatlanná válnak. A felloderma sejtjei az elsődleges kéreghez hasonlóak, parenchimatikusak. A több évig élő fás növények szárában a parakambium évről-évre egyre mélyebben alakul ki és idővel behatol a háncsba, és az ott található élő sejtekből háncsparenchimákból alakulnak ki. Innentől kezdve a felületi szövet már nem csak a parakambium által létrehozott fellom sejtjeiből áll, hanem közé keverednek a háncsból származó elemek, mint a háncsrostok, rostasejtek, rostacsövek is (Ghosh 2006). Az így létrejövő, több év alatt megvastagodó, általában jellegzetes módon felrepedező szövetet nevezik harmadlagos kéregnek vagy héjkéregnek (ritidóma).

A legkülső rétegek gyakran jellegzetes kéregcserepek formájában leválhatnak a felületről. A ritidóma legfontosabb feladata, hogy külső hatásoktól, mechanikai sérüléstől védje a hajtást, megakadályozza a vízvesztést, illetve csökkentse a fagyhatást (Oskolski et al 2010).

A kéreg védelmi funkciója

A fák kérgé organizmusok tucatjainak nyújt otthont: különböző ízeltlábúak, gerincesek, zuzmók, mohák és egyéb élőlény lakhelyeül szolgál. A legtöbb egyed nem „rongálja” életének környezetét, viszont vannak bizonyos élőlények, melyek ottlétükkel károsítják azt: pl. a szúfélék (Popp et al 1991).

A kéreg nem csak az időjárási viszonyoktól, a vadragástól, a rovarkárosítóktól védelmezi a fát, de erdőtüzek esetén is döntő szerepet játszik. Kimutatták, hogy a kéreg relatív vastagsága jelentősen befolyásolja a fák túlélését a tűzben (Schafer et al 2015, Catry et al 2010, Lawes et al 2011, Wang et al 2011, do Vale & Elias 2014, Dickinson & Johnson 2001, Dickinson 2002). Megállapították, hogy a kéreg tűzállósága függ a vastagságától és, hogy a fafajok közötti eltérő fizikai tulajdonságok csak elhanyagolható mértékben játszanak befolyásoló szerepet, és a fő paraméter egy adott kéregnél a vastagság és a nedvességtartalom (Bauer et al 2010, Hengst & Dawson 1993).

A kéreg, mint a légszennyezés indikátora

A kéreg azért kiváló bioindikátor, mert folyamatosan ki van téve az esetleges légszennyezésnek, ráadásul struktúrájából, porozitásából adódóan nagy felületen érintkezik a levegővel, és tovább megőrzi a szennyeződést, mint pl. a levelek felszíne, ahonnan az eső könnyen lemoshatja (Härtel 1982, Böhm et al 1997, Saarela et al 2005, Mandiwana et al 2006). Így akkor is kimutatható a szennyezés, ha a levegőben éppen nem található szennyezőanyag. A fák kérgének savassága, illetve annak növekedése jó használható a légszennyezés mértékének becslésére (Grodzinska 1971, 1978, 1979, 1982, Lötschert 1983, Staxäng 1969, O'Hare 1974, Swieboda & Kalemba 1979, Santamaría & Martin 1997, Kuang et al 2006, Marmor & Randlane 2007, Sawidis et al 2011, Steindor et al 2011). Számos fafajt, így tölgyeket (*Quercus* sp.), szileket (*Ulmus* sp.), fűzeket (*Salix* sp.), nyárákat (*Populus* sp.), kőriseket (*Fraxinus* sp.), juharokat (*Acer* sp.), hársakat (*Tilia* sp.), fenyő fajokat (*Pinus* sp.), tiszafát (*Taxus baccata* L.), akácot (*Robinia pseudoacacia* L.) olajfát (*Olea europea* L.), cédrust (*Cedrus atlantica* Endl.), ciprust (*Cupressus sempervirens* L.), eukaliptusz fajokat (*Eucalyptus* sp.) és másokat is felhasználtak már fém és egyéb szennyeződések kimutatására (Barnes et al 1976, Fatoki & Ayodele 1991, Lippo et al 1995, Saarela et al 2005, Poikolainen 1997, Schulz et al 2000a, 2000b, El-Hasan et al 2002, Mandiwana et al 2006, Gemici et al 2006, Kuang et al 2006, Suzuki 2006, Berlizov et al 2007, Han et al 2008, Steindor et al 2011). A kéreg meg is őrzi a múltbeli szennyeződések, így a sérülések hatására keletkező kéregbenövések segítségével kis mintákból vontak le következtetéseket történelmi távlatú ólom szennyeződésekre, illetve a szennyeződés intenzitásának, forrásának változásaira (Satake et al 1996, Bellis et al 2002a, 2002b, Wang et al 2003, Åberga et al 2004, Conkova & Kubiznakova 2008).

A KÉREG FIZIKAI ÉS KÉMIAI JELLEMZŐI

Nedvességtartalom

A kéreg nedvességtartalma széles sávban mozoghat, és számos tényező befolyásolhatja: fafaj, tárolás fajtája (nedves vagy száraz), évszak, a kéreg eltávolításának módja, valamint érte-e csapadék az eltávolított kérget (Corder 1976). A háncs nedvességtartalma általában 7-10-szer nagyobb, mint a héjkéregé, tehát a kéreg átlagos nedvességét döntően befolyásolja a háncs és a héjkéreg mennyiségi aránya. A fakitermelést követően a kéreg átlagos nettó nedvességtartalma még igen nagy, pl. az erdeifenyőnél átlag 120%, a lucfenyőnél 112%, a bükknél 127%, a nyírnél 58%, de a körülményektől függően akár 150% fölé is mehet (Corder 1976, Clark et al 1985, Ugolev 1986, Dibdiakova et al 2014). A héjkéreg a rönktéri tárolás során a legtöbb fafajnál viszonylag gyorsan veszíti víztartalmát. A fűrészüzemi kérgezésig a pikkelyes kérgű luc- és erdeifenyőnek az átlagos nettó nedvességtartalma 60-70%-ra csökken, míg a gyűrűsen leváló nyíré gyakorlatilag nem változik (Ugolev 1986). A kéreg tömegré számított fűtőértéke gyakorlatilag megegyezik a fatestével 17-25 MJ/kg (Corder 1976, Németh et al 1983). A tüzeléstechnikai szempontból azonban figyelembe kell venni a tüzelőanyag térfogatát is. Németh et al (1983) vizsgálatai szerint lényegesen kedvezőtlenebbek a kéreg jellemzői: pl. az abszolút száraz akác fatest fűtőértéke 13 526 MJ/m³, a kéregé pedig 4 983 MJ/m³ volt.

Sűrűség

Polubojárinov vizsgálta a kéreg sűrűségét, légszáraz (12%) állapotban a következő eredményeket kapta: tölgy (kocsányos, kocsánytalan): 480 kg/m³, rezgő nyár: 590 kg/m³, erdei fenyő: 370 kg/m³ (Polubojárinov 1976). Miles and Smith (2009) 156 észak-amerikai fafaj adatait szedte össze. A legtöbb faj esetében 400-500 kg/m³ értékeket mértek, de néhány tölgyfaj esetében a sűrűség elérte a 750 kg/m³-t, más fajoknál viszont (pl. egyes Pinus-ok) 300 kg/m³ alatti érték adódott. Természetesen sűrűség és fajsúly számos tényezőtől függhet, pl. életkortól, földrajzi elhelyezkedéstől, stb. (Patrick et al 2009).

Kémiai összetevők

A kéreg elemi összetételét tekintve a fatestől lényegesen csak a hamualkotókban tér el (1. táblázat).

A háncs és a héjkéreg jóval gazdagabb ásványi anyagokban, mint maga a fatest. Az értékek a fajok között jelentős mértékben eltérnek, száraz tömegré vonatkoztatva 1,5 és 10% közötti értékek fordulnak elő a különböző irodalmakban (Chang & Mitchell 1955, Millikin 1955, Corder 1976, Szendrey, 1986, Naunes et al 1999, Barboutis és Lykidis 2014, Han és Shin 2014). A hamuban Al, Mn, Mo, Ca, P, Mg, Zn, Cu, Fe, B, N, K, Ni, Cr, Pb, Si, Na

mutatható ki, és a Ca, N, K a domináns általában (Young 1971, Lambert 1981, Ragland & Aerts 1991, Olander & Steenari 1995, Piotrowska et al 2012, Miranda et al 2012, Wang & Dibdiakova 2014). Millkin (1955) számos faj esetében a fő elemeket is meghatározta, s megállapította, hogy a nyitvatermők esetében a széntartalom 50% fölötti, míg a zárvatermő fajok esetében kissé nagyobb a szórás, és esetenként 50% alatti értéket is mért.

1. táblázat A lucfenyő fatestének és kérgének elemi összetétele (%) (Ugolev 1986)
Table 1. The elemental composition of the spruce wood and bark (%) (Ugolev 1986)

	Szén	Hidrogén	Oxigén	Egyéb elemek
Fatest	50,0	6,0	43,5	0,5
Háncs	51,5	5,7	38,8	4,0
Héjkéreg	44,4	6,4	45,4	3,8

Szervesanyag összetétel

A háncs és a héjkéreg szervesanyag-összetételére jellemző a viszonylag kevés cellulóz. Míg a fatestben 40-50% cellulóz található, addig a háncsban 18-25%, a héjkéregben pedig mindössze 3-17% (Ugolev 1986). Más kutatások összességében vizsgálták a kérget, és ilyen drasztikus különbséget nem mutattak ki (Harkin & Rowe 1971, Usta & Kara 1997, Melin 2008, Dibdiakova et al 2014).

Természetesen a cellulóz mellett a másik fő összetevő a *lignin*, mely szintén jelentős mennyiségben van jelen a kéregben (Naunes et al 1999, Fradinho et al 2002, Jové et al 2011, Miranda et al 2012, 2013, Feng et al 2013).

Jellemző a kéregre a parásodáshoz nélkülözhetetlen *szuberin* jelenléte is (Cordeiro et al 1998, Gandini et al 2006, Graça & Santos 2006, Coquet et al 2008, Jové et al 2011, Miranda et al 2012, 2013). Jové et al (2011) *Quercus suber* kérgét vizsgálták: szuberin és lignin volt a két legnagyobb mennyiségben előforduló anyag.

A kéreg fontos összetevői a *járlékos anyagok* és *másodlagos anyagcseretermékek*, melyek viszonylag jelentős mennyiségben (akár 20%) vannak jelen a kéregben, és gyakran egy-egy családra, nemzetségre jellemzők. Fernandes et al (2011) célja az volt, hogy azonosítsa a kivonható fenolos vegyületeket a *Quercus suber* L. parafájából. Harminchárom vegyületet azonosítottak, melynek legtöbbször galluszsav-származék, valamint gallotanninok, ellagitanninok, ellagsav származékok. Mások kis molekulású fenolos savak és aldehidek voltak. A járlékos anyagok közül különösen a cserzőanyagok jelenléte a jellemző. A korábbi évtizedekben csersavtermeléshez felhasználták a tölgyek, a lucfenyő, a fűzek és a szelídgesztenye kérgét is, mivel csersavtartalmuk jelentősen meghaladja a fatestét. A cserzőanyagokat bőrök kezelésére használták (Portik 2006).

A frissen leválasztott háncs nedvei 55-60%-ban erjeszhető cukrokat (glukózt, fruktózt, mannózt) tartalmaznak (Szendrey 1986).



Abyshev et al (2007) *Betula pubescens* Ehrh. kérgének kivonatát vizsgálva a következő vegyület-csoportokat találták: terpenoidok (75,2%), ezek észterei (4,4%), éter-olajok (0,08%), (6,3%), és azok epoxidjai (1%), szteroidok (β -szitoszterin 2,7%), tanninok (2,1%), flavonoidok (1,56%), hidroxikumarinok (0,85%), és számos azonosítatlan vegyület (kb. 4%). Narasimhachari és von Rudloff (1961) *Juniperus horizontalis* Moench vizsgálata során thujopsent, 1-cedrént, cuparetlet, cedrolt, widdrolt, 8-szitoszterint, zsírsav-észtereket és a β -szitoszterin, a lignán savinin, és diterpene communic savat izoláltak. Vázquez et al (2008) faiparból hulladékként származó *Eucalyptus globulus* Labill. kéreg antioxidáns aktivitását és teljes fenol tartalmát vizsgálták. A nem-cellulóz monoszacharidok közül kimutatható pl. arabinóz, xilóz és mannóz nagyobb mennyiségben (Miranda et al 2012). Fradinho et al (2002) *Pinus pinaster* Aiton -t vizsgálták, megállapították, hogy a kondenzált tanninokat főként catechin típusú szerkezeti egységek alkotják. Rowe et al (1969) természetes a transz- és cisz-pinosylvin dimetil-étert (3,5-dimetoxi-cisz-szilbén) izolálták *Pinus banksiana* Lamb. kéregből. Ezen kívül ferulinsav viasz-alkohol-észtereit, dehydroabietic sav és azok diterpénjeit, és phlobatannin észtereket. Feng et al szerint (2013) szerint a kéreg nagy mennyiségű extraktumot és lignint (akár a száraz tömeg 50%-a) tartalmaz, amely vegyi anyagok, különösen az aromás vegyi anyagok megújuló forrása lehet. Thalhamer & Himmelsbach (2014) *Quillaja saponaria* (L.) Molina kérgéből quillaja-szaponinokat mutattak ki. Lin et al (2013) *Juglans mandshurica* Maxim. kérgéből új dibenz perilén-származékokat mutattak ki. Kempainen et al (2014) forró vizes kezeléssel lucfenyő kérgéből kondenzált tanninokat nyertek ki, azonban a magas cukortartalma miatt a nyers extraktumot kezelni kell a használat előtt. Normand et al (2014) szintén *Picea abies* (L.) H. Karst. kéreg forróvizes kezelésével olyan szénhidrátokat nyert ki, melyek az immunrendszer makrofágjait stimulálták.

A paratólgy kérgét többen is vizsgálták. Castola et al (2002) különböző helyekről származó *Quercus suber* mintákban többek között betulint, betulinsavat, szitoszterolt és sitost-4-en-3-ont azonosítottak, melyek segítségével a származási helyeket is azonosítani tudták. Santos et al (2010) *Quercus suber* parafát vizsgálták, 15 fenolos komponenst azonosítottak, pl. ellágsavat, galluszsavat és protokatechid savakat, szalicilsavat, eriodictyolt, naringenint, kinasavat és hydroxyphenyllactic savat. Pinto et al (2009) pedig hidroxizsírsav származékokat mutatott ki mind parafából, mind *Betula pendula* kéregből.

KÉRGEZÉSI ELJÁRÁSOK

A kéreg feldolgozásának módját meghatározza az eredete, a mennyisége, az összetétele, a nedvességtartalma, valamint nem utolsósorban a megjelenési formája, mérete. A kéreghulladék háncstartalma, nedvességének a kitermelés időpontjától, valamint a tárolás körülményeitől függő ingadozásai hatnak az alkalmazott technika kiválasztására. Az aprítást általában olyan berendezésekkel végzik, amelyek a hengeresfa, vagy más fahulladék feldolgozására is alkalmasak (Szalay 1981).

Többféle kérgezési technológia áll rendelkezésre: marófejes kérgezők, kalapácsos kérgezők, forgógyűrűs vagy forgókéses kérgezőgépek, dobkérezők, kérgezés vízsugárral, nagyfrekvenciás kéregtelenítés (Hargitai 2003, Baroth 2005, Ressel 2006). Egy tömör m³ kéreg felaprításához a kéregjellemzőktől függően körülbelül 5-20 kWh villamos energia szükséges (Hargitai 2003).

A kérgezés folyamatát számos tényező befolyásolja. Elsősorban a fafaj, illetve a rönk dimenziói, a háncsrostok és szklereidák jelenléte, a kéreg szívóssága fontos, de kimutatták, hogy a faanyag nedvességtartalma is jelentős befolyásoló tényező, mivel befolyásolja a kéreg-fatest közötti kötés erősségét (Einspahr et al 1984, Chow & Obermajer 2004). Természetesen a tárolás körülményei sem hanyagolhatók el, valamint magas nedvességtartalom esetén a hőmérséklet is befolyással van (Baroth 2005).

A KÉREG FELHASZNÁLÁSÁNAK LEHETŐSÉGEI

Az ősi időkben ugyanolyan természetes volt a kéreg felhasználása, mint a fa többi részének. Számos faj kérget felhasználták, pl. az áztatott szilkéreg (*Ulmus* sp.) jó a borjaknak, ugyanakkor mivel rostos, széles körben használták kötélfonáshoz, de előfordult, hogy ruhát varrtak belőle. Norvégiában az 1812-es éhínség alatt tett nagy szolgálatot, kérget megették (Coleman 1998, Richens 1983). A különböző *Pinus* fajok kérget télvégi inséges időkben táplálékként hasznosították pl. Skandináviában (Östlund et al 2009).

A különböző fafajok kérgei között jelentős különbségek vannak. Ezen különbségek jelentős mértékben határozzák meg a felhasználási lehetőségeket.

Orvostudomány

Az első gyógyszereket a növények szolgáltatták. Hatóanyagaik közé tartoznak az alkaloidák, illóolajok, szénhidrátok, vitaminok, antibiotikumok. Több fajtájuk az illatszerészet gyakran alkalmazott illatot adó vagy illatot rögzítő anyaga. A gyógyszerészetben tapaszok, kenőcsök, bedörzsölő szerek, hajvizek és többféle más készítmények alkotórészeként szerepelnek. A csersavtartalmú növények teáit belsőleg gyomor- és bélvérzés, gyomor- és bélhurut ellen, hasmenés megszüntetésére használják, külsőleg fogíny ecsetelésére, toroköblögetésre, fagyott vagy gyulladós testrészek borogatására, izzadság meggátlására, aranyérés képződmények fürdetésére (Rábóti et al 1997).

A népi gyógyászat az akác, a fűz, a kőris, a szil és a tölgy kérgének főzeteit számos betegség ellen használta (Rápóti et al 1974). Számos faj kérget használták, használják gyógyszerként, Európában pl. a *Chondrodendron tomentosum* Ruiz & Pavón kérgének vagy levelének besűrített vizes kivonata a kuráre, amivel műtételnél a simaizmok gátlását oldották meg. A *Cinchona pubescens* Vahl kérge adja a kinint, ami sokáig a malária fő gyógyszere volt (Poyraz & Mat 2014). A *Frangula alnus* Mill. kéreg hashajtó, antivirális és antifungális

hatású. A *Quercus robur* L. és *Q. petraea* (Matt.) Liebl. főzetét bőr- és nyálkahártya gyulladások kezelésére alkalmazhatjuk. A *Cinnamomum cassia* kérge nem csak fűszer, hanem antibakteriális és antifungális hatású, ráadásul remek étvágyjavító (Annegowda et al 2012). A *Salix alba* L. és *S. fragilis* L. kéreg kiváló fájdalom- és lázcsillapító, az *Aesculus hippocastanum* L. kérge pedig hasmenés, aranyér, valamint különféle bőrbetegségek esetén alkalmazható sikerrel (Tóth 2005). Az afrikai *Warburgia salutaris* (Bertol.f.) Chiov. kérgét és levelét megfázásos tünetek, köhögés kezelésére használják (Kotina et al 2014). A *Robinia pseudoacacia* L. kérgének főzetét gyomorsavtúltengés, székrekedés, gyomor- és bélfekély ellen használják (Rabóti et al 1997). A *Magnolia* fajok kérgét hagyományosan alkalmazzák kínai és japán gyógyszerekben (Liu et al 2007). A teafa vizes kéreg kivonatának hatására csökken a vércukorszintet és javul az anyagcsere (Vasconcelos et al 2011). A Brazíliában őshonos *Byrsonima intermedia* A. Juss. fajt régóta használják vérzés, hasmenés ellen, illetve gyulladáscsökkentőként (Orlandi et al 2011). A *Cariniana rubra* kérgét gyulladássalapothoz kezelésére használják (Santos et al 2011). A Szub-szaharai Afrikában a *Garcinia buchananii* Welw. ex Oliv. szár kérgét használják hasmenés elleni orvosságként (Boakye et al 2012). Az *Acacia mangium* Willd. kérgében, nagy koncentrációban fenolos vegyületek vannak jelen, melyek különböző módon jótékony hatást gyakorolnak az emberi szervezetre (Zhang et al 2010). A kameruni és a madagaszkári erdőkben élő afrikai meggy kéregből készített kivonat kiváló gyógyszerként szolgál prosztatabántalmak elhárítására (Szodfridt 2003). Kiran és Chandrakant (2009) szerint a *Careya arborea* Roxb. kéreg terpenoid, flavonoid, alkaloid, szaponin és tannin tartalma májvédő és in vivo antioxidáns tulajdonságokkal bír. Terangpi et al (2013) szerint az *Acacia pennata* (L.) Maslin kérgét a hagyományosan rizs erjesztése során használják fel. Az afrikai *Sclerocarya birrea* (A. Rich.) Hochst. egy afrikai növény kéregét hagyományosan vérhas, hasmenés, és különböző egyéb fertőző betegségek kezelésére használják Sarkar et al (2014). Ponomarenko et al (2014) megállapították, hogy az *Alnus incana* (L.) Moench kérgéből izolált kétféle nem ciklikus diarilheptanoid hatékony antioxidáns. Navid et al (2014) nyírfakéreg (*Betula pendula*) pentaciklusos triterpénjeinek (betulin, lupeol és betulinsav) antivirális tulajdonságait vizsgálták, és megállapították, hogy magas szintű vírusellenes aktivitással rendelkeznek bizonyos herpeszvírus törzsek ellen. Comandini et al (2014) *Castanea sativa* Mill. kéregből hét vegyület elválasztását és mennyiségi meghatározását oldotta meg (vescalin, castalin, galluszsav, vescalagin, 1-O-galloil castalagin, castalagin és ellagsav). Módszerük információkat nyújthat az étrend-kiegészítőkben kereskedelmi forgalomba kerülő gesztenye kéregminták összetételére és minőségére. Jyske et al (2014) a bioaktív sztilben glükozidok (astringin, isorhapontin, és piceid) jelenlétét vizsgálta *Picea abies*-ben. Az *Acanthopanax sessiliflorus* (Rupr. & Maxim.) Seem. fás cserje kérgét hagyományosan rákellenes aktivitásúnak tartják. Venkatesan et al (2015) emberi emlőrák sejteken bizonyította ebből a fajból készült kéregkivonat hatásosságát. A *Quercus ilex* L. kéreg antibakteriális hatása a kivonás körülményeitől, az oldószertől függött, de többféle módszer is hatásosnak bizonyult (Berahou et al 2007). Diouf et al (2009) *Picea mariana* (Mill.) Britton et al kérgéből antioxidáns és gyulladásgátló anyagokat mutattak ki.

Kim et al (2015) megállapították, hogy fahéj kérgének illóolajai hatékonyan gátolják a *Pseudomonas aeruginosa* biofilm képzését, valamint más alkotók a baktérium rajzását, illetve hemolitikus aktivitását csökkentik. Grace et al (2003) 174 afrikai fásszárú fajt foglaltak adatbázisba, melyeket a hagyományos gyógyászatban használnak.

Energetikai hasznosítás

A nyersanyaghiány miatt egyre inkább szükségesé vált az alternatív tüzelőanyagok felkutatása, így került sor a kéreg tüzelésére. Az energetikai hasznosítást leginkább az befolyásolja, hogy a kéreg hamutartalma a fatesténél jóval magasabb, így az energetikai hasznosítás során jelentős mennyiségű hamuval kell számolni. Egy tanulmány szerint reális lehetőségek rejlenek az európai erdőkben, a fa energetikai célú hasznosítása az elkövetkező években növekedni fog (Verkerk et al 2011). Harkin et al (1971) megállapították, hogy tíz tonna teljesen kiszáritott kéreg átlagos bruttó fűtőértéke egyenértékű 7 tonna szén fűtőértékével.

A kéreg kilogramra vetített fűtőértéke a fanyaghoz hasonló: 16,2-23 MJ/kg (Corder 1976, Pecznik & Körmendi 1997, Dibdikova et al 2014). A tömegesen keletkező kéreghulladéknak azonban általában magas nedvességtartalma, ami jelentősen csökkenti az energetikai hasznosítás hatékonyságát, mivel az energia jelentős részét a kéreg nedvességtartalmának elpárologtatása emészti fel. 60% nettó nedvességtartalom felett a kéreg nem tüzelhető el hatékonyan (Molnár 2004).

A kéreg brikettként való hasznosításánál általában összekeverik szalmával, fűrészporral. Viasz hozzáadása javítja a biobrikett szilárdságát, de az adalékanyagok lehet nedvességtartalom csökkentő szerepe is. Legfőbb jellemzője a nagy sűrűség, illetve tömörség (1-1,3 g/cm³) (Baros 2003). Norvégiában erdei fenyő kérgét vizsgálták, mint potenciális nyersanyag. A kísérlet 5, 10, 30 és 100%-os kéregtartalommal folyt. A tartósság az összes osztályban azonos minőségű volt. Sűrűsége magasabb volt, mint a tiszta fa pelleté. Minél több kéreg volt a keverékben, a hamutartalom annál inkább nőtt. A kísérlet során elért eredmények alapján a legjobb minőségi osztályt a 10%-os keverési arány érte el, 0,7%-os hamutartalommal (Filbakk et al 2011).

Melin (2008) megállapította, hogy a kéreg kiválóan alkalmazható pellet gyártására. A kéregben található, a magas nyomáson könnyebben megolvadó anyagoknak köszönhetően a részecskék között erős a kötés, ezért kedvezőek a kéregből készült pellet fizikai, mechanikai tulajdonságai. Hátrányok között ő is a magas hamutartalmat említi, valamint olyan anyagok jelenlétét (kloridok, szulfátok, stb.), melyek speciális intézkedéseket követelnek meg. Hasonló eredményekre jutott Lehtikangas (2001) is, aki az alkalmasság mellett megállapította, hogy a kéregből készült pelletnek kiváló a tartóssága, és a nedvességet is jól bírja. Obernberger és Thek (2004) a megnövelt sűrűségű biomassza-üzemanyagok szabványoknak való megfelelését vizsgálta. Így a sűrűséget, a víz- és hamutartalmat, a bruttó és a nettó fűtőértéket, a kopást, a C, H, N, S, Cl, K, valamint Cd, Pb, Zn, Cr, Cu, As és Hg tartalmat. Megállapították, hogy a vizsgált pelletek megfelelnek az osztrák, német, svájci és



svéd szabványoknak. Kamikawa et al (2009) megállapították, hogy bár a kéregből kinyerhető összes hőmennyiség nem tér el a fatestből készülttől, mégis van különbség: a kéregpellet kevesebb hőt ad le a tüzelés során és többet utóizzásssal.

Gil (1997) a parafa feldolgozás során keletkező hulladék és por energiatermelésre való hasznosítását javasolja, mivel magas a fűtőértéke.

Mezőgazdaság

A kéreg mezőgazdasági hasznosításának legegyszerűbb útja egyértelműen a talajtakarás (mulcsozás). A mulcsozás előnyei közé tartozik, hogy csökkenti a párolgást a talaj felszínén, elősegíti a talajban lévő mikroorganizmusok szaporodását, lassabban bomlik, mint a fa, és az alacsonyabb „nitrogén- fogyasztása” miatt kevesebb műtrágya szükséges, mint a faanyag bomlásakor, a nehéz talajba kevert kéreg levegőztetőként hat, megelőzi a talajtömörödést, növeli a víz felszívódását és a termőtalaj errózióját is csökkenti (Nagy et al 1998, Whiting et al 2011, Harkin et al 1971, Blossfeld 1977). Csemetekertben kéreglisztből 2-3 cm-es takaróréteget képezve, az őrlemény kémhatását mészadalékkal közel semlegesre beállítva, csaknem az erdei viszonyoknak megfelelő feltételek teremthetők - állítja Bittner et al (1975).

A kéreg természetes viszonyok között lassan bomlik, melynek fő oka, hogy nitrogéntartalma alacsony. Komposztálással fel lehet gyorsítani a bomlási folyamatokat: szabadban 4 hónapot vesz igénybe a folyamat, ha a kérget 10 mm-nél kisebb darabokra aprítják.

A fakérget több éves érlelés után lehet ajánlani közvetlen termeszítőközegként történő felhasználásra, mely alatt javul a humuszállapota, adszorpciós- és pufferképessége, valamint nedvesíthetősége (Sári 2008). A komposztálást befolyásolja, hogy minden kéreg tartalmaz különböző mértékben védőanyagokat (pl.: gyanták, zsírok, cserzőanyagok, fenolok) (Gerencsér 2010). Asztalos et al (1975, 1977) tanulmánya szerint a fakéreg megfelelő előkészítéssel azonos értékűnek tekinthető a tőzeggel.

A kéreg almozási célokra is felhasználható. Előnyös tulajdonsága, hogy képes a levegő és nedvesség ammóniatartalmának megkötésére. A 4-5 mm-nél kisebb kéregőrleményből készült alom semmiféle károsító hatással nem volt a kísérleti baromfiállomány táplálkozására és súlygyarapodására. A tűlevelű- és lombos fafajok kérge egyaránt felhasználhatónak bizonyult (Labosky et al 1977).

A kéreg kevésbé alkalmas közvetlen takarmányozásra. A juhokkal a silózott, aprított rezgőnyár- kéregnek feletetése nem hozott kedvező eredményeket (Dubkin et al 1978).

Lapgyártás

Számos erőfeszítést tettek már a kéregből, mint alternatív alapanyagból forgácslap és farostlemez gyártása irányában. Az egyik alapvető nehézséget a kérgen található szennyeződések okozzák (szilícium- dioxid tartalmú homok, föld). A forgácslap gyártásban ez a tény korlátozó hatású (Deppe et al 1977). Másik nehézség, hogy a kéregrezecskék arányának

növekedése szilárdságcsökkenéssel jár együtt, hiszen a kéreg mechanikai tulajdonságai a faanyagétól elmaradnak. Dost (1971) háromrétegű tengerparti mamutfenyő faforgácslemezeket vizsgált, amelyek 0, 10, 20, és 30 százalék kéregt tartalmaztak és három különböző gyanta-mennyiség felhasználásával vizsgált. A kéregtartalom növekedése az összes gyantaszinten a mechanikai tulajdonságok romlását, és a dimenzionális stabilitás csökkenését okozta. Chen et al (1972) olyan forgácslapot készítettek, melyben teljes *Picea abies* L. egyedeket használtak fel, valamint ezt az anyagot kombinálták hagyományos kérgezett lucból készült forgáccsal. A teljes fa anyagából készült forgácslapok nem feleltek meg a szabvány hajlító előírásoknak, de az 1:1 arányban kérgezett luccal kevert anyagból készültek igen. Heebink (1974) *Pinus contorta* Douglas ex Loudon erdei apadékokat használt fel, melynek átlagos kéregtartalma 7% volt. Megállapította, hogy különböző szerkezetű forgácslemezek minden nehézség nélkül gyárthatók lennének ezekből az anyagokból. Lehmann és Geimer (1974) különböző erdei hulladékok, apadékok segítségével készített forgácslapot, és megállapította, hogy erős és stabil lapok készíthetők, amennyiben a kéregtartalom 12% alatt marad. Muszynski és McNatt (1984) *Picea abies* L. és *Pinus sylvestris* L. kérgének felhasználhatóságát vizsgálták forgácslap gyártásban. A vizsgálat során olyan forgácslap táblák készültek, melyek kéreg tartalma 0 és 100% között változott, 10%-os lépésekben. Fizikai és mechanikai vizsgálati eredmények azt mutatták, hogy az akár 30 százalék kéreg tartalmat elérő lapok alkalmasak lehetnek bútorgyártásra. Chow et al (2008) *Parthenium argentatum* A.Gray faj faanyagát és kérgét vizsgálták megállapítva, hogy a faalapú farost közvetlen helyettesítésére lehet használni. Gertjeansen és Haygreen (1973) rezgő nyár kérgének hatását vizsgálták forgácslapok fizikai tulajdonságaira. Arra a következtetésre jutottak, hogy akár az egész fatörzset lehetne használni forgácslap gyártásra, feltéve hogy a törzs alsó szakaszának kérge nem kerül a lapba, mert az a lineáris stabilitást drasztikusan csökkenti. Anderson és munkatársai. (1974a, 1974b, 1974c), egy sor tanulmányt folytattak kéreg kivonattal ragasztott forgácslapokon és kéreg középső rétegű forgácslapokkal. A csak kéregből készült lapok nem voltak megfelelőek az alacsony MOR értékek és a nagy lineáris tágulási értékek miatt, de a kéreg középső rétegű forgácslapok kielégítő tulajdonságokkal rendelkeztek. Starrecki (1979) egy- és háromrétegű lapokat gyártott, melyben a cellulóz- és papíripar hulladék kéreganyagát hasznosította. A kéregmennyiséget 0 és 100% között változtatta. A hajlítószilárdság a kéregarány függvényében csökkent. Azok a kísérleti termékek, amelyeknek a közép része 65%-ban kéregből állt, még megfelelt az akkori szabványkövetelményeknek. A tisztán kéregből készült lapokhoz képest a forgács és kéreg kombinációjából álló lapok közel háromszor nagyobb hajlítószilárdságot mutattak. Egy kutatásban fekete luc (*Picea mariana*) kérgével kísérleteztek faforgácslemez gyártása céljából. A legjobb mechanikai tulajdonságokat egy 50%-os fa- és 14% gyantatartalomnál érték el (Blanchet et al 2000). A kéreg forgácslap- közép részben ajánlott mennyiségeiről különböző vélemények alakultak ki. Kehr (1979) a szakirodalom elemzésével és saját megfigyelései alapján arra az álláspontra helyezkedik, hogy a közép részben 10%-ot meghaladó kéregtartalmú faanyagot csak többlet ráfordítással járó sűrűségnöveléssel lehet felhasználni. Egy tanulmány bebizonyította, hogy akár 70%-al is olcsóbb lehetne a faforgácslemezek gyártása kéreg hozzáadásával, úgy,

hogy a mechanikai tulajdonságok nem gyengülnek. A vizsgálatokat fehér nyír kéreggel végezték (Pedieu et al 2009). Nemli et al (2005) kísérleteikben akác és mimóza kérgét használták és vizsgálták a formaldehid kibocsátást, hajlítási szilárdságot, rugalmassági modulus, a belső kötés erősségét. A kéreg használatával jelentősen csökkent a formaldehid-kibocsátás és javult belső kötés erőssége. Egy másik értekezésben a PF-A és a PF-B gyanta kötési szilárdsági vizsgálatát folytatták (furnérlemez ragasztóanyag), ahol akacia kéreg porral dolgoztak különböző koncentrációban. A PF-A kötési szilárdsága növekedett, míg a PF-B gyanta szilárdsága nem változott (Miyazaki et al 2011). Az *Acacia mangium* egy gyorsan növő faj, melyet sok országban ültetnek. A fa körülbelül 10%-os kéregtartalommal rendelkezik, melynek kb. 20%-a extrakt anyag (tanninok) (Hoong et al 2009). A kéreg kivonatai fenol vegyületekben gazdagok és potenciálisan helyettesíthetik a fenol-formaldehid (PF) ragasztókat a rétegelt lemez iparban. A kísérletek szerint azonban a megfelelő hatás eléréséhez műgyantát is kell keverni az extraktumok mellé. (Hoong et al 2011). Gupta (2009) *Pinus contorta* szűkárósított kérgéből, műgyanta hozzáadása nélkül állított elő sikeresen lapokat, bár azok fizikai-mechanikai tulajdonságai nem érték el az előírásokban található minimális értékeket.

Pedieu et al (2008a, 2008b) tanulmányaiban *Betula papyrifera* Marshall külső kérgének hidrofób tulajdonságait vizsgálták, remélve, hogy *Betula papyrifera* külső kéreg részecskék javíthatják méretstabilitását a gyártott vegyes forgácslapnak. A vizsgálat eredményei egyértelműen bizonyítják, hogy legfeljebb 45%-nyi kérget felhasználva lehetne lapokat gyártani, amik a kívánt mechanikai és fizikai tulajdonságnak megfelelnek.

Winkler (1978) 4-5 mm vastagságú lapokat készítet lucfenyő kéregből, sűrűsége 900 kg/m³, hajlítoszilárdsága pedig 2000 N/cm² feletti eredményt mutattak.

MDF lapokat is gyártottak 4 féle fafaj (nemes nyár, jack fenyő, vörös fenyő, fehér luc) kérgének felhasználásával. A finomított kéreg rostoknak nagyobb volt a térfogatsűrűsége, mint a kontroll faanyagé (Cheng et al 2006).

Különböző **szigetelő** lemezekként való alkalmazása gyerekcipőben jár. Ezek a lapok általában faforgáccsal/faaprítékkal vegyítve készültek, melyekben általában 25% a kéregtartalom (Harkin et al 1971). Kain et al (2013a) lucfenyő kéreg darabokat használtak befűjt szigetelő anyagként egy gerendafal szigetelésének, melyen téli külső hőmérsékletet szimuláltak. Modellezték a hőmérsékleti profilt. A kéreg lassabban vezette a hőt, mint más befűjással általában alkalmazott anyagok, így akár szigetelésre is alkalmazni lehet. Kain et al (2013b) hőszigetelő táblákat készítettek *Pinus sylvestris*, *Picea abies* és *Abies alba* Mill. kéreg felhasználásával. Megállapították, hogy hő és hangszigetelő tulajdonsága nagyon jó, és a mechanikai tulajdonságok is megfelelőek, emellett alacsony a formaldehid kibocsátása. Kain et al (2014) vizsgálatai szerint a *Larix decidua* Mill. kéreg alkalmas hőszigetelő táblák készítésére, melyek viszonylag alacsony hővezetési tényezővel (0,065-0,09 W/mK) rendelkeznek. Ráadásul a táblák műgyanta és formaldehid mentesen, tannin-gyantával ragaszthatók,

így sokkal természetbarátabbak. Egy japán értekezésben említik, hogy a *Cryptomeria japonica* (Thunb. ex L.f.) D.Don -t az országban széles körben használják az építőiparban, viszont kérégtől (mely rostban gazdag és tartós) megszabadulnak. Kísérleteket során a durva és a finom aprítás nem sokban különbözött egymástól, a hővezetési tényező 0,073, illetve 0,076 W/mK volt (Sato et al 2004).

Egy tanulmány tárgya kéreg és hőre lágyuló műanyagok kölcsönhatásának vizsgálatáról szól (hajlító, szakító szilárdság összehasonlítása). Fekete fenyő és rezgő nyár kéreg szálat használtak kompozitok előállításához. A fekete fenyő kompozitból nagyobb szilárdságú anyagot hoztak létre, de sokkal ridegebb a viselkedése, mint a nyár kompozitnak. A legtöbb mechanikai tulajdonság alacsonyabb volt, mint a kontroll fa- műanyag kompozitok, szakító szilárdság és a nyúlási eredmények viszont jobbak lettek a kontroll anyagnál (Yemele et al 2010). Próbálkoztak már a duglász fenyő kéregének felhasználásával fröccsöntött termékek gyártásával is (Harkin et al 1971).

Castro et al (2010) **parafa**-alapú szendvicsszerkezetű agglomerátumokat vizsgált, melyeket repülőgépekben kívántak felhasználni. A kísérleti vizsgálatok során kiderült, hogy a szendvicsszerkezet teljesítményét alapvetően befolyásolja a parafa granulátum mérete, sűrűsége és a ragasztási eljárás, és ezeket a paramétereket be lehet állítani a végső felhasználásra tervezett a szendvics-alkatrésznek megfelelően. Hernández-Olivares et al (1999) új kompozitot fejlesztettek, mely parafa-gipsz összetételű. Az eredmények azt mutatják, hogy a parafa és gipsz kompatibilis egymással, és különböző keverési arányokkal eltérő sűrűségű, és eltérő funkciójú kompozitok hozhatók létre, melyek megfelelő hő és hangszigetelő tulajdonságokkal rendelkeznek.

Parafa hasznosítása

A kéreghasznosítás sajátos módja a parafatermelés (pl. parafa dugók, szigetelőlapok stb.), ez a paratölgy (*Quercus suber* L.) héjkérgéből valósítható meg. A para sűrűsége 110-200-250 kg/m³, rugalmas, folyadékok számára áthatolhatatlan, gomba-, rovar- és vegyszerálló (Vajda 2006). A parasejtek téglalakúak, a felületre merőlegesen sorakoznak, tömötten záródnak, falukban paraanyag rakódik le, ennek következtében hamarosan elhalnak, nem marad bennük más, csak levegő és némi citoplazma-maradvány (Rapaics 1940). Kémiai összetétele: 58% szuberin, 22% cellulóz, 12% lignin, 8% járulékos anyagok (pl. csersav és hamualkotók). Az anyag természeténél fogva kiváló tulajdonságokkal rendelkezik: páraát-eresztő, vízálló és víztaszító, fagyálló, nehezen éghető, nem zsugorodik, jó hőszigetelő (kicsi a hővezetési tényezője 0,037-0,040 W/mK), valamint jó hangelnyelő képességű, terhelhető, antisztatikus, az élősködők, gombák nem telepsznek meg benne. A para kiváló tulajdonságai azt is jól érzékeltetik, miért nyújt védelmet a fatestnek az elparásodott héjkéreg (Molnár 2004).

Şen et al (2010) a vastag kérgű, Kelet-Európában és Kis-Ázsiában honos *Quercus cerris* L. paraszöveit vizsgálták. Megállapították, hogy a *Q. cerris* var. *cerris* vastag kérge szintén alkalmas lehet dugók készítésére, de ennek előfeltétele az, hogy a külső kérget a hancstól el tudják választani. Ugyancsak megállapították (Şen et al 2011), hogy a *Q. cerris* var. *cerris* parája tipikus paraszöveti tulajdonságokat mutat, de a sejtek mérete kisebb, a sejtfal aránya nagyobb és több zárványt tartalmaz, mint a *Q. suber*. Ezek alapján elsősorban granulátum és különböző agglomerátumok (pl. szigetelések) készítésére alkalmas.

Egyéb felhasználások

A kéreg kémiai feltárása, belőle különböző vegyületek előállítására egyre inkább előtérbe kerül. Oramahi és Diba (2013) pirolízis segítségével durián kéregből állított elő különböző vegyületeket, így ecetsavat, metilalkoholt, 2-propanont, fenolszármazékokat. Şensöz (2003) *Pinus brutia* Ten. kérgéből pirolízis segítségével bioolajat állított elő, melynek fűtőértéke 31,03 MJ/kg volt. Dedriea et al (2015) *Quercus robur* és *Q. petraea* kéreg polifenol tartalmát vizsgálta, a kitermelés ideje és a tárolás függvényében. Az *Acacia mearnsii* De Wild. kéreg kivonat jelentős megújuló ipari forrása a természetes polimereknek, melyek bőrcserzésre és ragasztó gyártására használhatók (Venter et al 2012). Faipari szempontból érdeklődésre tarthat számot a kéregkivonatok ragasztógyártásban való alkalmazása. A fenolos anyagok OH-csoportjai a formaldehiddel reakcióba lépnek, az így kapott kötőanyag sikerrel felhasználható a vízálló faforgácslapok és rétegelt lemezek előállításához (Anderson et al 1975, Anderson et al 1974, Saayman et al 1976).

Ha a falazótégla alapanyagához finomra őrölt kéreghulladékot adagolnak, ami az égetés során kiég, akkor a pórusterfogató és ezzel a téglák hőszigetelő képessége is jelentősen fokozható. Egyidejűleg a kiégetett anyagmennyiség következtében a téglák sűrűsége is csökken (Schweizer 1975, Schweiser et al 1977, Liverside et al 1977).

Norvégiában a kérget a vasutak építéskor fagy szigetelésére használják. A vasúti pályatestek alépitményeiben, a teherhordó rétegek alatt, luc- és jegenyefenyő aprított, tömörítés nélküli kérgét használták fel a fagy elleni védekezésben (Schneider et al 1970).

Víz- és gáztisztítás

A kéreg vagy annak módosított változata víz tisztítására is használható. Számos kutató szerint az erdei-, a luc-, valamint a vörösfenyő, továbbá az éger, a hárs, a szil kérge megköti a mérgező ólom-, kadmium-, higany- és cinkionokat (Randall et al 1976). Kémiai aktivációs technikával aktív szén állítható elő az eukaliptusz kéregből, foszforsav segítségével (Patnu-kao et al 2008). Az aktív szenet kitűnő adszorpciós tulajdonságai révén, az ivóvíz tisztítására, a szennyvizek kezelésére, a levegő szennyeződéseinek eltávolítására, az oldószerek visszanyerésére, a cukor fehéritésére használják. Palma et al (2003) kémiailag módosított *Pinus radiata* kérget, valamint tanninokat használtak fémionok eltávolítására vizes oldatok-

ból és rézbánya savas maradék vízből. Mivel a pH erősen befolyásolta a fémkötő képességet, a módosított tanninok kevesebb fémiont tudtak megkötni, mint a módosított kéreg. Salem és Awwad (2014) módosított naspolya (*Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.) kéreggel sikeresen távolított el nikkel ionokat vízből. Kafle et al (2015) fakéreg-alapú bioszűrők hatékonyságát tesztelték sertés telepek szennyvizének szag, NH₃ és H₂S mentesítésében. Megállapították, hogy ezen bioszűrők hatékonyan alkalmazhatók a sertésgazdaságokban, és meghatározták azokat a nyomás és időparamétereket, melyek a szűrők tervezéséhez szükségesek. Cutillas-Barreiro et al (2014) *Pinus pinaster* Aiton kérgét használták fel kísérletükhez, kimutatták, hogy a kéreg a Pb²⁺, Cu²⁺, Cd²⁺, Zn²⁺, Ni²⁺ ionok jelentős részét megköti, így hatékonyan lehet használni szennyezett környezetben vizek nehézfémion mentesítésére. Vajda (2002) tanulmányában olajjellegű vegyületek távolítottak el a szennyvízből fakéreg segítségével. Az eredmények azt jelzik, hogy az olajsavtartalmú emulziók kéreggel való kezelése jó hatásfokkal távolítja el a szennyvizekből a lipideket.

Nemcsak vizek, hanem **gázok** tisztítását is vizsgálták. Füstgáz kezelésére *Pinus sylvestris* kéregből készült biofiltereket alkalmaztak üzemi hőmérsékleten és nyomáson (Andres et al 2006).

Valentín et al (2010) *Pinus sylvestris* kérgén kívántak gombákat (*Phanerochaete velutina* és *Stropharia rugosoannulata*) felszaporítani, hogy azok hidrolitikus és ligninolitikus enzimeket, peroxidázokat termeljenek, s így bevetethők legyenek szennyezett környezet megtisztítására. Az eredmények azt jelzik, hogy a *Pinus sylvestris* kéreg elősegíti az enzimek termelését és biztosítja a tápanyagokat a gombák számára, így a fenyőkéreg alkalmas lehet a gombás bioremediációra.

Műanyag és töltőanyag gyártás

Cordeiro et al (1997) suberin alapú poliuretán előállítását és karakterisztikáját vizsgálta, míg Garcia et al (2015) polifenol-alapú poliuretán (PU) fóliákat állítottak elő *Pinus pinaster* kérgéből származó kondenzált tanninok és hidroxil-tannin-származékok, valamint diizocianátok segítségével.

Muñoz et al (2013) *Eucalyptus nitens* (H.Deane & Maiden) Maiden kérgének rostjait vizsgálták, és megállapították, hogy a tulajdonságai alkalmassá teszik, hogy hőre lágyuló műanyagok, mint például a nagy sűrűségű polietilén (HDPE), erősítő anyagának használják.

Heinämäki et al (2015) megállapították, hogy *Betula* spp. kéregből kivont szuberinból származó zsírsavak, kis koncentrációban is jelentősen javítják hidroxipropil-metilcellulóz filmek párazáró tulajdonságait.

Hasznosítás ruhaként és edényként

Li et al (2014) 7900 éves kéregből készült ruha maradványait találták meg Dél-Kínában. Kéregből még ma is készülnek ruhák, Robertson (2014) az Afrikában honos *Ficus natalensis* Hochst. kérgéből készülő ruhák hagyományos készítését írta le. Ősidők óta hasznosították



még a kérget kötöző vagy csomagoló anyagként is (Östlund et al 2009). Egyes tájakon ma is fellelhető kéreg (háncs) edény készítéséhez elsősorban a nyír kérget használják, de alkalmas a hársé, egyes nyár- és szilfajoké is. A különböző kosarakat, tálakat, tárolóedényeket (kászú, szapú, véka) a spirál alakban lefejtett, vízben áztatott kéregből fonják. A könnyű kéregedények több évtizedig használhatók (pl. gomba-, gyümölcsszedés stb.). A nyír kérgeből még bocskort is fontak (Szatyor 1986).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmány a „Fenntartható Nyersanyag-gazdálkodási Tematikus Hálózat – RING 2017” című, EFOP-3.6.2-16-2017-00010 jelű projekt részeként a Szechenyi2020 program keretében az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Åberga G., Abrahamsen G., Steinnes E. & Hjelmseth H. 2004: Utilization of barkpockets as time capsules of atmospheric-lead pollution in Norway. *Atmospheric Environment* 38: 6231–6237. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2004.06.041](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.06.041)
- Abyshev A.Z., Agaev É.M. & Guseinov A.B. 2007: Studies of the chemical composition of Birch bark extracts (*Cortex betula*) from the Betulaceae family. *Pharmaceutical Chemistry Journal* 41(8): 419–423. DOI: [10.1007/s11094-007-0091-5](https://doi.org/10.1007/s11094-007-0091-5)
- Anderson A.B., Wong A. & King T.W. 1975: Douglas-Fir and Western Hemlock Bark Extracts as Bonding Agents for Particleboard. *Forest Products Journal* 25(3): 45–48.
- Anderson A.B., Wong A. & Wu K.-T. 1974a: Utilization of white fir bark in particleboard. *Forest Products Journal* 24(1): 51–54.
- Anderson A.B., Wong A. & Wu K.-T. 1974b: Utilization of white fir bark and its extract in particleboard. *Forest Products Journal* 24(7): 40–45.
- Anderson A.B., Wong A. & Wu K.-T. 1974c: Utilization of Ponderosa pine bark and its extract in particleboard. *Forest Products Journal* 24(8): 48–53.
- Andres Y., Dumont E., Le Cloirec P. & Ramirez-Lopez E. 2006: Wood bark as packing material in a biofilter used for air treatment. *Environment Technology* 27(12): 1297–1301. DOI: [10.1080/09593332708618747](https://doi.org/10.1080/09593332708618747)
- Annegowda H.V., Gooi T.S., Awang S.H.H., Alias N.A., Mordi M.N., Ramanathan S. et al. 2012: Evaluation of Analgesic and Antioxidant Potency of Various Extracts of *Cinnamomum iners* Bark. *International Journal of Pharmacology* 8(3): 198–203. DOI: [10.3923/ijp.2012.198.203](https://doi.org/10.3923/ijp.2012.198.203)
- Asztalos J. & Szabó P. 1975: A fakéreg hasznosítása Lengyelországban. *Faipar* 25(12): 363–366.
- Asztalos J. 1977: A fakéreghasznosítás irányzatai a szocialista országokban. *Faipar* 27(8): 239–244.
- Barnes D., Hamadan M.A. & Ottaway J.M. 1976: The lead, copper and zinc content of tree rings and bark. *The Science of Total Environment* 5: 63–67. DOI: [10.1016/0048-9697\(76\)90024-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(76)90024-3)
- Baroth R. 2005: Literature review of the latest development of wood debarking. Report A No 27, August 2005. University of Oulu, Control Engineering Laboratory.
- Bauer G., Speck T., Blomer J., Bertling J. & Speck O. 2010: Insulation capability of the bark of trees with different fire adaptation. *Journal of Materials Science* 45(21): 5950–5959. DOI: [10.1007/s10853-010-4680-4](https://doi.org/10.1007/s10853-010-4680-4)

- Bellis D.J., McLeod C.W. & Satake K. 2002a: Pb and $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ isotopic analysis of a tree bark pocket near Sheffield, UK recording historical change in airborne pollution during the 20th Century. *The Science of the Total Environment* 289: 169–176. DOI: [10.1016/S0048-9697\(01\)01037-3](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01037-3)
- Bellis D.J., Satake K., Noda M., Nishimura N. & McLeod C.W. 2002b: Evaluation of the historical records of lead pollution in the annual growth rings and bark pockets of a 250-year-old *Quercus crispula* in Nikko, Japan. *The Science of the Total Environment* 295: 91–100. DOI: [10.1016/S0048-9697\(02\)00054-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00054-2)
- Berahou A., Auhmani A., Fdil N., Benharref A., Jana M. & Gadhi C.A. 2007: Antibacterial activity of *Quercus ilex* bark's extracts. *Journal of Ethnopharmacology* 112: 426–429. DOI: [10.1016/j.jep.2007.03.032](https://doi.org/10.1016/j.jep.2007.03.032)
- Berlizov A.N., Blum O.B., Filby R.H., Malyuk I.A. & Tryshyn V.V. 2007: Testing applicability of black poplar (*Populus nigra* L.) bark to heavy metal air pollution monitoring in urban and industrial regions. *Science of the Total Environment* 372: 693–706. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2006.10.029](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.10.029)
- Bittner A. & Schneider A. 1975: Wertvoller Humus aus Rinde. *Holz-Zentralblatt* 73-74: 956.
- Blanchet P., Cloutier A. & Riedl B. 2000: Particleboard made from hammer milled black spruce bark residues. *Wood Science and Technology* 34(1): 11–19. DOI: [10.1007/s002260050003](https://doi.org/10.1007/s002260050003)
- Blossfeld O. 1977: Einsatzmöglichkeiten für Rinden sind geklärt. *Informationen für den Industriezweig Schnittholz und Holzwaren* 4: 319.
- Boakye P.A., Brierley S.M., Pasilis S.P. & Balemba O.B. 2012: *Garcinia buchananii* bark extract is an effective anti-diarrheal remedy for lactose-induced diarrhea. *Journal of Ethnopharmacology* 142(2): 539–547. DOI: [10.1016/j.jep.2012.05.034](https://doi.org/10.1016/j.jep.2012.05.034)
- Böhm P., Wolterbeek H., Verburg T. & Mušilek L. 1998: The use of tree bark for environmental pollution monitoring in the Czech Republic. *Environmental Pollution* 102: 243–250. DOI: [10.1016/S0269-7491\(98\)00082-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00082-7)
- Butterfield M. & Peszlen I. 1997: A fatest háromdimenziós szerkezete. *Faipari Tudományos Alapítvány, Budapest*.
- Castola V., Bighelli A., Rezzi S., Melloni G., Gladiali S., Desjoberg J.-M. et al. 2002: Composition and chemical variability of the triterpene fraction of dichloromethane extracts of cork (*Quercus suber* L.). *Industrial Crops and Products* 15: 15–22. DOI: [10.1016/S0926-6690\(01\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(01)00091-7)
- Castro O., Silva J.M., Devezas T., Silva A. & Gil L. 2010: Cork agglomerates as an ideal core material in lightweight structures. *Materials and Design* 31: 425–432. DOI: [10.1016/j.matdes.2009.05.039](https://doi.org/10.1016/j.matdes.2009.05.039)
- Catry F.X., Rego F., Moreira F., Fernandes P.M. & Pausas J.G. 2010: Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management* 260: 1184–1192. DOI: [10.1016/j.foreco.2010.07.010](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.010)
- Chang Y.P. & Mitchell R.L. 1955: Chemical composition of common North American pulpwood barks. *Tappi* 38(5): 315–320.
- Chen T.Y., Paulitsch M. & Soto G. 1972: On the suitability of the biological surface mass from spruce thinnings as raw material for particleboard. *Holz als Roh- und Werkstoffe* 30(1): 15–18.
- Cheng X., Deng J., Zhang S.Y., Riedl B. & Cloutier A. 2006: Impact of bark content on the properties of medium density fiberboard (MDF) in four species grown in eastern Canada. *Forest Products* 56(3): 64–69.
- Chow P., Nakayama F.S., Blahnik B., Youngquist J.A. & Coffelt T.A. 2008: Chemical constituents and physical properties of guayule wood and bark. *Industrial Crops and Products* 28: 303–308. DOI: [10.1016/j.indcrop.2008.03.006](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2008.03.006)
- Chow S. & Obermajer A. 2004: Wood-to-bark adhesion of subalpine fir (*Abies lasiocarpa*) in extreme temperatures. *Wood Science and Technology* 38: 391–403. DOI: [10.1007/s00226-004-0247-3](https://doi.org/10.1007/s00226-004-0247-3)
- Clark A., Phillips D.R. & Frederick D.J. 1985: Weight, Volume, and Physical Properties of Major Hardwood Species in the Gulf and Atlantic Coastal Plains. USDA, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station Research Paper SE-250. DOI: [10.2737/se-rp-250](https://doi.org/10.2737/se-rp-250)
- Comandini P., Lerma-García M.J., Simó-Alfonso E.F. & Toschi T.G. 2014: Tannin analysis of chestnut bark samples (*Castanea sativa* Mill.) by HPLC-DAD-MS. *Food Chemistry* 157: 290–295. DOI: [10.1016/j.foodchem.2014.02.003](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.02.003)

- Conkova M. & Kubiznakova J. 2008: Lead isotope ratios in tree bark pockets: An indicator of past air pollution in the Czech Republic. *Science of the Total Environment* 404: 440–445. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2008.04.025](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.025)
- Coquet C., Ferré E., Peyronel D., Farra C.D. & Farnet A.M. 2008: Identification of new molecules extracted from *Quercus suber* L. cork. *Comptes Rendus Biologies* 331: 853–858. DOI: [10.1016/j.crv.2008.08.011](https://doi.org/10.1016/j.crv.2008.08.011)
- Cordeiro N., Belgacem M.N., Gandini A. & Neto C.P. 1997: Urethanes and polyurethanes from suberin: 1. Kinetic study. *Industrial Crops and Products* 6: 163–167. DOI: [10.1016/S0926-6690\(96\)00212-9](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(96)00212-9)
- Cordeiro N., Belgacem M.N., Silvestre A.J.D., Neto C.P. & Gandini A. 1998: Cork suberin as a new source of chemicals. 1. Isolation and chemical characterization of its composition. *International Journal of Biological Macromolecules* 22: 71–80. DOI: [10.1016/S0141-8130\(97\)00090-1](https://doi.org/10.1016/S0141-8130(97)00090-1)
- Corder S.E. 1976: Properties and uses of bark as an energy source. Research paper 31. Oregon State University, School of Forestry, Forest Research Laboratory, Corvallis, Oregon, 97331.
- Cutillas-Barreiro L., Ansias-Manso L., Fernández-Calvino D., Arias-Estévez M., Nóvoa-Munoz J.C., Fernández-Sanjurjo M.J., et al. 2014: Pine bark as bio-adsorbent for Cd, Cu, Ni, Pb and Zn: Batch-type and stirred flow chamber experiments. *Journal of Environmental Management* 144: 258–264. DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.06.008](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.06.008)
- Dedriae M., Jacquet N., Bombeck P.-L., Hébert J. & Richel A. 2015: Oak barks as raw materials for the extraction of polyphenols for the chemical and pharmaceutical sectors: A regional case study. *Industrial Crops and Products* 70: 316–321. DOI: [10.1016/j.indcrop.2015.03.071](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.03.071)
- Deppe H.J. & Ernst K. 1977: Taschenbuch der Spanplattentechnik. DRW-Verlag, Stuttgart.
- Dibdiakova J., Gjølshø S. & Wang L. 2014: Solid biofuels from forest – fuel specification and quality assurance. Inherent properties of Norway spruce biomass in some geographical locations in South Norway. Report from Norwegian forest and landscape institute 08/2014.
- Dickinson M.B. & Johnson E.A. 2001: Fire effects on trees. In: Johnson E. (ed): *Forest Fires: Behavior and Ecological Effects*. Chapter 14. Academic Press, 477–525. DOI: [10.1016/b978-012386660-8/50016-7](https://doi.org/10.1016/b978-012386660-8/50016-7)
- Dickinson M.B. 2002: Heat transfer and vascular cambium necrosis in the boles of trees during surface fires. In: Viegas D.X. (ed): *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam, 190–191.
- Diouf P.N., Stevanovic T. & Cloutier A. 2009: Study on chemical composition, antioxidant and anti-inflammatory activities of hot water extract from *Picea mariana* bark and its proanthocyanidin-rich fractions. *Food Chemistry* 113: 897–902. DOI: [10.1016/j.foodchem.2008.08.016](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2008.08.016)
- do Vale A.T. & Elias P.S. 2014: Bark thermal protection level of four tree species and the relationship between bark architecture and heat transfer. *Ciência Florestal* 24(4): 979–987.
- Dost W.A. 1971: Redwood bark fiber in particleboard. *Forest Products Journal* 21(10): 38–43.
- Dubkin M.Sz. & Daramanján P.M. 1978: Dreveszina i othody jejő pererabotki kak kormovie produkty. *Himija dreneszny* 1: 3.
- Einspahr D.W., Van Eperen R.H. & Fiscus M.L. 1984: Morphological and bark strength characteristics important to wood/bark adhesion in hardwoods. *Wood and Fiber Science* 16(3): 339–348.
- El-Hasan T., Al-Omari H., Jiries A. & Al-Nasir F. 2002: Cypress tree (*Cupressus sempervirens* L.) bark as an indicator for heavy metal pollution in the atmosphere of Amman City, Jordan. *Environment International* 28: 513–519. DOI: [10.1016/s0160-4120\(02\)00079-x](https://doi.org/10.1016/s0160-4120(02)00079-x)
- FAO 2015: *Forest products 2009-2013*. FAO Forestry Series No. 48. FAO Statistics Series No. 204.
- Fatoki O.S. & Ayodele E.T. 1991: Zinc and copper levels in tree barks as indicators of environmental pollution. *Environmental International* 17: 455–460. DOI: [10.1016/0160-4120\(91\)90279-Y](https://doi.org/10.1016/0160-4120(91)90279-Y)
- Fekete Z. 1951: *Erdőbecsléstan*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 145.
- Feng S., Cheng S., Yuan Z., Leitch M. & Xu C. 2013: Valorization of bark for chemicals and materials: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 26: 560–578. DOI: [10.1016/j.rser.2013.06.024](https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.06.024)
- Fernandes A., Sousa A., Mateus N., Cabral M. & de Freitas V. 2011: Analysis of phenolic compounds in cork from *Quercus suber* L. by HPLC–DAD/ESI–MS. *Food Chemistry* 125: 1398–1405. DOI: [10.1016/j.foodchem.2010.10.016](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.10.016)

- Filbakk T., Jirjis R., Nurmi J. & Høibø O. 2011: The effect of bark content on quality parameters of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) pellets. *Biomass and Bioenergy* 35: 3342–3349. DOI: [10.1016/j.biombioe.2010.09.011](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.09.011)
- Fodor F. 2004: Fásult személyi – Az árulkodó fakéreg. *Természetbúvár* 59(3): 2–5.
- Fradinho D.M., Neto C.P., Evtuguin D., Jorge F.C., Irlé M.A., Gil M.H. et al. 2002: Chemical characterisation of bark and of alkaline bark extracts from maritime pine grown in Portugal. *Industrial Crops and Products* 16: 23–32. DOI: [10.1016/S0926-6690\(02\)00004-3](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(02)00004-3)
- Gandini A., Neto C.P. & Silvestre A.J.D. 2006: Suberin: A promising renewable resource for novel macromolecular materials. *Progress in Polymer Sciences* 31: 878–892. DOI: [10.1016/j.progpolymsci.2006.07.004](https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2006.07.004)
- García D.E., Glasser W.G., Pizzi A., Paczkowski S. & Laborie M.-P. 2015: Hydroxypropyl tannin from *Pinus pinaster* bark as polyol source in urethane chemistry. *European Polymer Journal* 67: 152–165. DOI: [10.1016/j.eurpolymj.2015.03.039](https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2015.03.039)
- Gemici M., Gemici Y. & Tan K. 2006: Sulphur content of Red pine (*Pinus brutia*) needles and bark as indicator of atmospheric pollution in Southwest Turkey. *Phytologia Balcanica* 12(2): 267–272.
- Gerencsér K. 2010: Fűrészipari technológia (jegyzet). NymE, Fa- és Papíripari Technológiák Intézet, Sopron.
- Gertjens R. & Haygreen J.G. 1973: Effect of aspen bark from butt and upper logs on the physical properties of wafer-type and flake-type particleboards. *Forest Products Journal* 23(9): 66–71.
- Ghosh D. 2006: Bark is the Hallmark. *Resonance* 11(3): 41–50. DOI: [10.1007/bf02835967](https://doi.org/10.1007/bf02835967)
- Gil L. 1997: Cork powder waste: an overview. *Biomass and Bioenergy* 13(1-2): 59–61. DOI: [10.1016/S0961-9534\(97\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)00033-0)
- Graça J. & Santos S. 2006: Glycerol-derived ester oligomers from cork suberin. *Chemistry and Physics of Lipids* 144: 96–107. DOI: [10.1016/j.chemphyslip.2006.08.001](https://doi.org/10.1016/j.chemphyslip.2006.08.001)
- Grace O.M., Prendergast H.D.V., Jager A.K. & van Staden J. 2003: Bark medicines used in traditional healthcare in KwaZulu-Natal, South Africa: An inventory. *South African Journal of Botany* 69(3): 301–363. DOI: [10.1016/S0254-6299\(15\)30318-5](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30318-5)
- Grodzińska K. 1971: Acidification of tree bark as a measure of air pollution in southern Poland. *Bulletin L'Académie Polonaise des Science, Série des Sciences Biologiques* 19(3): 189–195.
- Grodzińska K. 1978: Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 3–7.
- Grodzińska K. 1979: Tree-bark – sensitive biotest for environment acidification. *Environment International* 2(3): 173–176. DOI: [10.1016/0160-4120\(79\)90075-8](https://doi.org/10.1016/0160-4120(79)90075-8)
- Grodzińska K. 1982: Monitoring of air pollutants by mosses and tree bark. In: Steubing L. & Jäger H.-J. (eds): *Monitoring of Air Pollutants by Plants – Methods and Problems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 33–42.
- Guidi W., Piccioni E., Ginanni M. & Bonari E. 2008: Bark content estimation in poplar (*Populus deltoides* L.) short-rotation coppice in Central Italy. *Biomass and Bioenergy* 32: 518–524. DOI: [10.1016/j.biombioe.2007.11.012](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.11.012)
- Gupta G.K. 2009: Development of bark-based environmental-friendly composite panels. Master thesis, Faculty of Forestry, University of Toronto.
- Han L.E., Li B.T. & Lan S.F. 2008: Responses Of The Urban Roadside Trees To Traffic Environment. In: Sorial G.A. & Hong J (eds): *Environmental Science & Technology (II)*. American Science Press, Houston, USA, 63–70.
- Hargitai L. 2003: Fűrészáru. Szaktudás Kiadó Ház Rt., Budapest.
- Harkin J.M. & Rowe J.W. 1971: Bark and its possible uses. USDA. Forest Service, Research note, FPL-091, Forest Products Laboratory.
- Härtel O. 1982: Pollutants accumulation by bark. In: Steubing L. & Jäger H.-J. (eds): *Monitoring of Air Pollutants by Plants – Methods and Problems*. Dr W. Junk Publishers, The Hague, 137–147.
- Heebink B.G. 1974: Particleboards from lodgepole pine forest residue. (USDA Forest Service research paper FPL , 221) U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Forest Products Laboratory, Madison, Wisconsin.



- Heinäsmäki J., Halenius A., Paavo M., Alakurtti S., Pitkänen P., Pirttimaa M., et al. 2015: Suberin fatty acids isolated from outer birch bark improve moisture barrier properties of cellulose ether films intended for tablet coatings. *International Journal of Pharmaceutics* 489(1-2): 91–99. DOI: [10.1016/j.ijpharm.2015.04.066](https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2015.04.066)
- Hengst G.E. & Dawson J.O. 1993: Bark thermal properties of selected central hardwood species. In: Gillespie A.R., Parker G.R., Pope P.E. & Rink G. (eds): Proceedings, 9th Central hardwood forest conference, 1993 March 8-10, West Lafayette, IN. General Technical Report NC-161. St. Paul, MN: U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 55–75.
- Hernández-Olivares F., Bollati M.R., del Rio M. & Parga-Landa B. 1999: Development of cork-gypsum composites for building applications. *Construction and Building Materials* 13: 179–186. DOI: [10.1016/S0950-0618\(99\)00021-5](https://doi.org/10.1016/S0950-0618(99)00021-5)
- Hoong Y.B., Paridah M.T., Luqman C.A., Koh M.P. & Loh Y.F. 2009: Fortification of sulfited tannin from the bark of *Acacia mangium* with phenol-formaldehyde for use as plywood adhesive. *Industrial Crops and Products* 30: 416–421. DOI: [10.1016/j.indcrop.2009.07.012](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2009.07.012)
- Hoong Y.B., Paridah M.T., Loh Y.F., Jalaluddin H. & Chuah L.A. 2011: A new source of natural adhesive: *Acacia mangium* bark extracts co-polymerized with phenol-formaldehyde (PF) for bonding Mempising (*Annonaceae* spp.) veneers. *International Journal of Adhesion and Adhesives* 31(3): 164–167. DOI: [10.1016/j.ijadhadh.2010.12.002](https://doi.org/10.1016/j.ijadhadh.2010.12.002)
- Jové P., Olivella M.Á. & Cano L. 2011: Study of the variability in chemical composition of bark layers of *Quercus suber* L. from different production areas. *BioResources* 6(2): 1806–1815.
- Jyske T., Laakso T., Latva-Mäenpää H., Tapanila T. & Saranpää P. 2014: Yield of stilbene glucosides from the bark of young and old Norway spruce stems. *Biomass and Bioenergy* 71: 216–227. DOI: [10.1016/j.biombioe.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.005)
- Kafle G.K., Chen L., Neibling H. & He B.B. 2015: Field evaluation of wood bark-based down-flow biofilters for mitigation of odor, ammonia, and hydrogen sulfide emissions from confined swine nursery barns. *Journal of Environmental Management* 147: 164–174. DOI: [10.1016/j.jenvman.2014.09.004](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.004)
- Kain G., Barbu M-C., Hinterreiter S., Richter K. & Petuschnigg A. 2013a: Using bark as a heat insulation material. *BioResources* 8(3): 3718–3731. DOI: [10.15376/biores.8.3.3718-3731](https://doi.org/10.15376/biores.8.3.3718-3731)
- Kain G., Güttler V., Barbu M.-C., Petuschnigg A., Richter K. & Tondi G. 2014: Density related properties of bark insulation boards bonded with tannin hexamine resin. *European Journal of Wood and Wood Products* 72: 417–424. DOI: [10.1007/s00107-014-0798-4](https://doi.org/10.1007/s00107-014-0798-4)
- Kain G., Heinzmann B., Barbu M.C. & Petuschnigg A. 2013b: Softwood bark for modern composites. *ProLigno* 9(4): 460–468.
- Kamikawa D., Kuroda K., Inoue M., Kubo S. & Yoshida T. 2009: Evaluation of combustion properties of wood pellets using a cone calorimeter. *Journal of Wood Sciences* 55: 453–457. DOI: [10.1007/s10086-009-1061-1](https://doi.org/10.1007/s10086-009-1061-1)
- Kehr E. 1979: Untersuchungen zum Einfluss der Rinde bei der Verarbeitung unentrindeten Holzes in der Deckschicht von Spanplatten. *Holztechnologie* 1: 32.
- Kemppainen K., Siika-aho M., Pattathil S., Giovando S. & Kruus S. 2014: Spruce bark as an industrial source of condensed tannins and non-cellulosic sugars. *Industrial Crops and Products* 52: 158–168. DOI: [10.1016/j.indcrop.2013.10.009](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.10.009)
- Kim Y-G., Lee J-H., Kim S-I., Baek K-H. & Lee J. 2015: Cinnamon bark oil and its components inhibit biofilm formation and toxin production. *International Journal of Food Microbiology* 195: 30–39. DOI: [10.1016/j.ijfoodmicro.2014.11.028](https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2014.11.028)
- Kiran A.W. & Chandrakant S.M. 2009: Pharmacognostic profiles of bark of *Careya arborea* Roxb. *Journal of Pharmacognosy and Phytotherapy* 1(5): 64–66.
- Kotina E.L., Van Wyk B.-E. & Tilney P.M. 2014: Anatomy of the leaf and bark of *Warburgia salutaris* (Canelaceae), an important medicinal plant from South Africa. *South African Journal of Botany* 94: 177–181. DOI: [10.1016/j.sajb.2014.06.008](https://doi.org/10.1016/j.sajb.2014.06.008)

- Kuang Y., Zhou G., Wen D. & Liu S. 2006: Acidity and conductivity of *Pinus massoniana* bark as indicators to atmospheric acid deposition in Guangdong, China. *Journal of Environmental Sciences* 18(5): 916–920. DOI: [10.1016/S1001-0742\(06\)60014-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(06)60014-4)
- Kuik P. & Wolterbeek H.T. 1994. Factor-analysis of trace-element data from tree-bark samples in the Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment* 32: 207–226. DOI: [10.1007/bf00546277](https://doi.org/10.1007/bf00546277)
- Labosky P.K. Jr., Holleman A., Dick J.W. & So D.T. 1977: Utilization of bark residues as poultry litter. *Forest Products Journal* 27(1): 28–32.
- Lambert M.J. 1981: Inorganic constituents in wood and bark of New South Wales forest tree species. Research Note No. 45. Forestry Commission of New South Wales, Sydney.
- Lawes M.J., Richards A., Dathe J. & Midgley J.J. 2011: Bark thickness determines fire resistance of selected tree species from fire-prone tropical savanna in north Australia. *Plant Ecology* 212: 2057–2069. DOI: [10.1007/s11258-011-9954-7](https://doi.org/10.1007/s11258-011-9954-7)
- Le Normand M., Mérida H., Holmbom B., Michaelsen T.E., Inngjerdigen M., Bulone V., et al. 2014: Hot-water extracts from the inner bark of Norway spruce with immunomodulating activities. *Carbohydrate Polymers* 101: 699–704. DOI: [10.1016/j.carbpol.2013.09.067](https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2013.09.067)
- Lehmann W.F. & Geimer R.L. 1974: Properties of structural particleboards from Douglas-fir forest residues. *Forest Products Journal* 24(10): 17–25.
- Lehtikangas P. 2001: Quality properties of pelletised sawdust, logging residues and bark. *Biomass and Bioenergy* 20: 351–360. DOI: [10.1016/S0961-9534\(00\)00092-1](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(00)00092-1)
- Li D., Wang W., Tian F., Liao W. & Bae C.J. 2014: The oldest bark cloth beater in southern China (Dingmo, Buling basin, Guangxi). *Quaternary International* 354: 184–189. DOI: [10.1016/j.quaint.2014.06.062](https://doi.org/10.1016/j.quaint.2014.06.062)
- Lin H., Zhang Y-W., Bao Y-L., Wu Y., Sun L-G., Yu C-L., et al. 2013: Secondary metabolites from the stem bark of *Juglans mandshurica*. *Biochemical Systematics and Ecology* 51: 184–188. DOI: [10.1016/j.bse.2013.08.010](https://doi.org/10.1016/j.bse.2013.08.010)
- Lippo H., Poikolainen J. & Kubin E. 1995: The use of moss, lichen and pine bark in the nationwide monitoring of atmospheric heavy metal deposition in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution* 85: 2241–2246. DOI: [10.1007/BF01186167](https://doi.org/10.1007/BF01186167)
- Liu Z., Zhang X., Cui W., Zhang X., Li N., Chen J., et al. 2007: Evaluation of short-term and subchronic toxicity of magnolia bark extract in rats. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 49(3): 160–171. DOI: [10.1016/j.yrtph.2007.06.006](https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2007.06.006)
- Liverside R.M. & Murray M.H. 1977: Possible Use of Sawdust in Clay Building Bricks Should Help Many Sawmillers. *Australian Forest Industries* 2: 48.
- Lötschert W. 1983: Immissionsanalysen im Raum Frankfurt unter Verwendung pflanzlicher Bioindikatoren. *Verh. Ges. Ökol.* 11: 277–290.
- Mandiwana K.L., Resane T., Panichev N. & Ngobeni P. 2006: The application of tree bark as bio-indicator for the assessment of Cr(VI) in air pollution. *Journal of Hazardous Materials B* 137: 1241–1245. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2006.04.015](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.04.015)
- Marmor L. & Randlane T. 2007: Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptogamica Estonica* 43: 23–37.
- Martin R.E. & Crist J.B. 1970: Elements of bark structure and terminology. *Wood and Fiber Science* 2(3): 269–279.
- Miles P.D. & Smith W.B. 2009: Specific Gravity and Other Properties of Wood and Bark for 156 Tree Species Found in North America. Res. Note NRS-38. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. DOI: [10.2737/NRS-RN-38](https://doi.org/10.2737/NRS-RN-38)
- Millkin D.E. 1955: Determination of bark volumes and fuel properties. *Pulp and paper magazine of Canada* 56(13): 106–108.
- Miranda I., Gominho J., Mirra I. & Pereira H. 2012: Chemical characterization of barks from *Picea abies* and *Pinus sylvestris* after fractioning into different particle sizes. *Industrial Crops and Products* 36: 395–400. DOI: [10.1016/j.indcrop.2011.10.035](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.10.035)



- Miranda I., Gominho J., Mirra I. & Pereira H. 2013: Fractioning and chemical characterization of barks of *Betula pendula* and *Eucalyptus globulus*. *Industrial Crops and Products* 41: 299–305. DOI: [10.1016/j.indcrop.2012.04.024](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.04.024)
- Miyazaki J. & Hirabayashi Y. 2011: Effect of the addition of *Acacia mangium* bark on thermosetting of phenol-formaldehyde resin. *Wood Science and Technology* 45(3): 449–460. DOI: [10.1007/s00226-010-0342-6](https://doi.org/10.1007/s00226-010-0342-6)
- Molnár S. 2004: Faanyagismeret. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Muñoz F., Ballerini A. & Gacitúa W. 2013: Variability of physical, morphological and thermal properties of *Eucalyptus nitens* bark fiber. *Maderas. Ciencia y tecnología* 15(1): 17–30. DOI: [10.4067/S0718-221X2013005000002](https://doi.org/10.4067/S0718-221X2013005000002)
- Muszynski Z. & McNatt J.D. 1984: Investigations on the use of spruce bark in the manufacture of particleboard in Poland. *Forest Products Journal* 34(1): 28–35.
- Nagy Gy., Novák Á. & Osztrólczyk M. 1998: Zöld szerkezetek. Ybl Miklós Műszaki Főiskola, Multimédia Laboratórium, Publisher Kiadó, Budapest.
- Narasimhachari N. & von Rudloff E. 1961: The chemical composition of the wood and bark extractives of *Juniperus horizontalis* Moench. *Canadian Journal of Chemistry* 39: 2572–2581. DOI: [10.1139/v61-339](https://doi.org/10.1139/v61-339)
- Naunes E., Qbuihó T. & Pereira H. 1999: Anatomy and chemical composition of *Pinus pinea* L. bark. *Annals of Forest Science* 56(6): 479–484. DOI: [10.1051/forest:19990604](https://doi.org/10.1051/forest:19990604)
- Navid H., Laszczyk-Lauer M.N., Reichling J. & Schnitzler P. 2014: Pentacyclic triterpenes in birch bark extract inhibit early step of herpes simplex virus type 1 replication. *Phytomedicine* 21: 1273–1280. DOI: [10.1016/j.phymed.2014.06.007](https://doi.org/10.1016/j.phymed.2014.06.007)
- Németh K. & Molnár S. 1983: Az akácfa égésmelegének és fűtőértékének vizsgálata. *Faipar* 33(3): 78–79.
- Nemli G. & Colakoglu G. 2005: Effects of Mimosa Bark Usage on Some Properties of Particleboard, Turkish. *Journal of Agriculture and Forestry* 29(3): 227–230.
- O'Hare G.P. 1974: Lichens and Bark Acidification as Indicators of Air Pollution in West Central Scotland. *Journal Biogeography* 1: 135–146. DOI: [10.2307/3037960](https://doi.org/10.2307/3037960)
- Obernberger I. & Thek G. 2004: Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behaviour. *Biomass and Bioenergy* 27: 653–669. DOI: [10.1016/j.biombioe.2003.07.006](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.07.006)
- Olander B. & Steenari B-M. 1995: Characterization of ashes from wood and straw. *Biomass and Bioenergy* 8(2): 105–115. DOI: [10.1016/0961-9534\(95\)00004-Q](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00004-Q)
- Oramahi H.A. & Diba F. 2013: Maximizing the Production of Liquid Smoke from Bark of Durio by Studying Its Potential Compounds. *Procedia Environmental Sciences* 17: 60–69. DOI: [10.1016/j.proenv.2013.02.012](https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.02.012)
- Orlandi L., Vilela F.C., Santa-Cecilia F.V., Dias D.F., Alves-da-Silva G. & Giusti-Paiva A. 2011: Anti-inflammatory and antinociceptive effects of the stem bark of *Byrsonima intermedia* A. Juss, *Journal of Ethnopharmacology* 137(3): 1469–1476. DOI: [10.1016/j.jep.2011.08.032](https://doi.org/10.1016/j.jep.2011.08.032)
- Oskolski A.A. & Wyk B.E.V. 2010: Wood and bark anatomy of *Centella*: scalariform perforation plates support an affinity with the subfamily Mackinlayoideae (Apiaceae). *Plant Systematics and Evolution* 289(3-4): 127–135. DOI: [10.1007/s00606-010-0338-6](https://doi.org/10.1007/s00606-010-0338-6)
- Östlund L., Ahlberg L., Zackrisson O., Bergman I. & Arno S. 2009: Bark-peeling, food stress and tree spirits – the use of pine inner bark for food in Scandinavia and North America. *Journal of Ethnobiology* 29(1): 94–112. DOI: [10.2993/0278-0771-29.1.94](https://doi.org/10.2993/0278-0771-29.1.94)
- Palma G., Freer J. & Baeza J. 2003: Removal of metal ions by modified *Pinus radiata* bark and tannins from water solutions. *Water Research* 37: 4974–4980. DOI: [10.1016/j.watres.2003.08.008](https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.008)
- Patnukao P. & Pavasant P. 2008: Activated carbon from *Eucalyptus camaldulensis* Dehn bark using phosphoric acid activation. *Bioresource Technology* 99(17): 8540–8543. DOI: [10.1016/j.biortech.2006.10.049](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.10.049)
- Pecznik P. & Körmendi P. (eds) 1997: Hőenergia gazdálkodás- biomassza tüzelés. Földművelésügyi Minisztérium, Műszaki Intézet, Gödöllő.
- Pedieu R., Riedl B. & Pichette A. 2008a: Properties of white birch (*Betula papyrifera*) outer bark particleboards with reinforcement of coarse wood particles in the core layer. *Annals of Forest Science* 65(7): 1–9. DOI: [10.1051/forest:2008053](https://doi.org/10.1051/forest:2008053)

- Pedieu R., Riedl B. & Pichette A. 2008b: Physical and mechanical properties of panel based on outer bark of white birch: mixed panels with wood particles versus wood fibers. *Maderas. Ciencia y tecnología* 10(3): 195–206. DOI: [10.4067/S0718-221X2008000300003](https://doi.org/10.4067/S0718-221X2008000300003)
- Pedieu R., Riedl B. & Pichette A. 2009: Properties of mixed particleboards based on white birch (*Betula papyrifera*) inner bark particles and reinforced with wood fibres. *European Journal of Wood and Wood Products* 67(1): 95–101. DOI: [10.1007/s00107-008-0297-6](https://doi.org/10.1007/s00107-008-0297-6)
- Pinto P.C.R.O., Sousa A.F., Silvestrea A.J.D., Neto C.P., Gandini A., Eckerman C. et al. 2009: *Quercus suber* and *Betula pendula* outer barks as renewable sources of oleochemicals: A comparative study. *Industrial Crops and Products* 29(1): 126–132. DOI: [10.1016/j.indcrop.2008.04.015](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2008.04.015)
- Piotrowska P., Skoglund N., Grimm A., Boman C., Öhman M., Zevenhoven M., et al. 2012: Systematic studies of ash composition during the co-combustion of rapeseed cake and bark. Accepted for the proceedings of the 21st International Conference on Fluidized Bed Combustion, Naples (Italy), June 2012.
- Poikolainen J. 1997: Sulphur and heavy metal concentrations in Scots pine bark in northern Finland and the Kola Peninsula. *Water Air Soil Pollution* 93: 395–408. DOI: [10.1023/A:1022160930526](https://doi.org/10.1023/A:1022160930526)
- Polubojárinov O.J. 1976: Plotnoszty dreveszini (A faanyag sűrűsége). *Lesznejá pramísenoszty, Moszkva*.
- Ponomarenko J., Trouillas P., Martin N., Dizhbite T., Krasilnikova J. & Telysheva G. 2014: Elucidation of anti-oxidant properties of wood bark derived saturated diarylheptanoids: A comprehensive (DFT-supported) understanding. *Phytochemistry* 103: 178–187. DOI: [10.1016/j.phytochem.2014.03.010](https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2014.03.010)
- Popp M.P., Johnson J.D. & Massey T.L. 1991: Stimulation of resin flow in slash and loblolly pine by bark beetle vectored fungi. *Canadian Journal of Forest Research* 21(7): 1124–1126. DOI: [10.1139/x91-155](https://doi.org/10.1139/x91-155)
- Portik K.I. 2006: A fenyő hasznosítása a Székelyföldön. *Székelyföld – kulturális folyóirat* 10(12).
- Poyraz M.U. & Mat A. 2014: The miracle bark Chinhona and malaria in the Ottoman Empire. XI. National Conference on the History of Turkish Pharmacy, 25-28 May 2014., Poster Session, Abstract, *Lokman Hekim Journal* 60.
- Ragland K.W. & Aerts D.J. 1991: Properties of wood for combustion analysis. *Bioresource Technology* 37: 161–168. DOI: [10.1016/0960-8524\(91\)90205-X](https://doi.org/10.1016/0960-8524(91)90205-X)
- Randall J.M., Hautala E., Waiss A.C., & Tschernitz J.L. 1976: Modified barks as scavengers for heavy metal ions. *Forest Products Journal* 26: 46–50.
- Rapaics R. 1940: A fakéreg. *A természet* 36(1): 2–5.
- Rápóti J. & Romváry V. 1974: *Gyógyító növények*. Medicina, Budapest.
- Ressel J.B. 2006: Wood yard operations. In: Sixta H. (ed): *Handbook of Pulp*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. 69–107. DOI: [10.1002/9783527619887.ch3](https://doi.org/10.1002/9783527619887.ch3)
- Robertson L. 2014: Rethinking Material Culture: Ugandan Bark Cloth. Published in *Textile Society of America 2014 Biennial Symposium Proceedings: New Directions: Examining the Past, Creating the Future*, Los Angeles, California, September 10–14.
- Rowe J.W., Bower C.L. & Wagner E.R. 1969: Extractives of jack pine bark: Occurrence of cis- and trans-pinosylvin dimethyl ether and ferulic acid esters. *Phytochemistry* 8: 235–241. DOI: [10.1016/s0031-9422\(00\)85819-7](https://doi.org/10.1016/s0031-9422(00)85819-7)
- Saarela K.E., Harju L., Rajander J., Lill J.O., Heselius S.J., Lindroos A. & Mattsson K. 2005: Elemental analyses of pine bark and wood in an environmental study. *Science of The Total Environment* 343(1-3): 231–241. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2004.09.043](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.043)
- Saayman H.M. & Oatley J.A. 1976: Wood adhesives from wattle bark extract. *Forest Products Journal* 27: 71–86.
- Salem N.M. & Awwad A.M. 2014: Biosorption of Ni(II) from electroplating wastewater by modified (*Eriobotrya japonica*) loquat bark. *Journal of Saudi Chemical Society* 18: 379–386. DOI: [10.1016/j.jscs.2011.07.008](https://doi.org/10.1016/j.jscs.2011.07.008)
- Santamaría J.M. & Martín A. 1997: Tree bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 381–387. DOI: [10.1023/A:1026431211784](https://doi.org/10.1023/A:1026431211784)
- Santos E.N., Lima J.C.S., Noldin V.F., Cechinel-Filho V., Rao V.S.N., Lima E.F., et al. 2011: Anti-inflammatory, antinociceptive, and antipyretic effects of methanol extract of *Cariniana rubra* stem bark in animal models. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 83(2): 557–566. DOI: [10.1590/s0001-37652011005000006](https://doi.org/10.1590/s0001-37652011005000006)

- Santos S.A.O., Pinto P.C.R.O., Silvestre A.J.D. & Neto C.P. 2010: Chemical composition and antioxidant activity of phenolic extracts of cork from *Quercus suber* L. *Industrial Crops and Products* 31: 521–526. DOI: [10.1016/j.indcrop.2010.02.001](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2010.02.001)
- Sári J.Sz. 2008: Tőzeghelyettesítő anyagok a paprikahajtatásban. Doktori Értekezés. Budapesti Corvinus Egyetem, Talajtan és Vízgazdálkodási Tanszék, Budapest.
- Sarkar R., Chaudhary S.K., Sharma A., Yadav K.K., Nema N.K., Sekhoacha M., et al. 2014: Anti-biofilm activity of Marula – A study with the standardized bark extract. *Journal of Ethnopharmacology* 154: 170–175. DOI: [10.1016/j.jep.2014.03.067](https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.03.067)
- Satake K., Tanaka A. & Kimura K. 1996: Accumulation of lead in tree trunk bark pockets as pollution time capsules. *The Science of the Total Environment* 181: 25–30. DOI: [10.1016/0048-9697\(95\)04955-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04955-X)
- Sato Y., Konishi T., & Takahashi A. 2004: Development of Insulation Material Using Natural Tree Bark. *Transactions of the Materials Research Society of Japan* 29(5): 1937–1940.
- Sawidis T., Breuste J., Mitrovic M., Pavlovic P. & Tsigaridas K. 2011: Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution* 159: 3560–3570. DOI: [10.1016/j.envpol.2011.08.008](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.008)
- Schafer J.L., Breslow B.P., Hohmann M.G. & Hoffmann W.A. 2015: Relative bark thickness is correlated with tree species distribution along a fire frequency gradient. *Fire Ecology* 11(1): 74–87. DOI: [10.4996/fireecology.1101074](https://doi.org/10.4996/fireecology.1101074)
- Schneider A. & Baums A. 1970: *Wohin mit der Rinde?* DRW-Verlag GmbH, Stuttgart.
- Schulz H., Popp P., Huhn G., Stärk H.-J. & Schürmann G. 2000a: Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. – I. Temporal and spatial variations. In: Smodis B. (ed): *Biomonitoring of Atmospheric Pollution (with Emphasis on Trace Elements) BioMAP*, IAEA-TECDOC-1152, International Atomic Energy Agency, Vienna, 149–158.
- Schulz H., Schulz U., Huhn G. & Schürmann G. 2000b: Biomonitoring of airborne inorganic and organic pollutants by means of pine tree barks. – II. Deposition types and impact levels. In: Smodis B. (ed): *Biomonitoring of Atmospheric Pollution (with Emphasis on Trace Elements) BioMAP*, IAEA-TECDOC-1152, International Atomic Energy Agency, Vienna, 159–167.
- Schweizer G. & Meigel P. 1977: Über die Verwertung von Entrindungsabfall als Porosierungstoff in der Ziegelindustrie. *Das Papier* 31(10A): V27–V32.
- Schweizer G. 1975: Versuche zur Optimierung der Schlammentwässerung und zur Verwertung von Rinde und Schlamm in der Ziegelindustrie. *Wochenblatt für Papierfabrikation* 103(22): 833–839.
- Şen A., Isabel Miranda I., Santos S., Graça J. & Pereira H. 2010: The chemical composition of cork and phloem in the rhytidome of *Quercus cerris* bark. *Industrial Crops and Products* 31: 417–422. DOI: [10.1016/j.indcrop.2010.01.002](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2010.01.002)
- Şen A., Quilhó T. & Pereira H. 2011: The cellular structure of cork from *Quercus cerris* var. *cerris* bark in a materials' perspective. *Industrial Crops and Products* 34: 929–936. DOI: [10.1016/j.indcrop.2011.02.015](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.02.015)
- Şensöz S. 2003: Slow pyrolysis of wood barks from *Pinus brutia* Ten. and product compositions. *Bioresource Technology* 89: 307–311. DOI: [10.1016/S0960-8524\(03\)00059-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00059-2)
- Sopp L. & Kolozs L. 2000: *Fatömegszámítási táblázatok*. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 24–29.
- Starecki A. 1979: Spanplatten aus Holz mit Rindenanteil. *Holztechnologie* 2: 108.
- Staxäng B. 1969: Acidification of bark of some deciduous trees. *Oikos* 20(2): 224–230. DOI: [10.2307/3543190](https://doi.org/10.2307/3543190)
- Steindor K., Palowski B., Góras P. & Nadgórska-Socha A. 2011: Assessment of bark reaction of selected tree species as an indicator of acid gaseous pollution. *Polish Journal of Environment Studies* 20(3): 619–622.
- Suzuki K. 2006: Characterisation of airborne particulates and associated trace metals deposited on tree bark by ICP-OES, ICP-MS, SEM-EDX and laser ablation ICP-MS. *Atmospheric Environment* 40: 2626–2634. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2005.12.022](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.022)
- Swieboda M. & Kalemba A. 1979: The bark of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) as a biological indicator of atmospheric air pollution. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 48(4): 539–549. DOI: [10.5586/asbp.1979.045](https://doi.org/10.5586/asbp.1979.045)
- Szalay L. 1981: *A fahulladék hasznosítása*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.

- Szatyor Gy. 1986: Faművesség. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szendrey I. 1986: Faipari kémiai technológia 1. Egyetemi jegyzet, Sopron.
- Terangpi R., Basumatary R., Tamuli A.K. & Teron R. 2013: Pharmacognostic and Physicochemical evaluation of stem bark of *Acacia pennata* (L.) Willd., a folk plant of the Dimasa tribe of Assam. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* 2(2): 134–140.
- Thalhamer B. & Himmelsbach M. 2014: Characterization of quillaja bark extracts and evaluation of their purity using liquid chromatography–high resolution mass spectrometry. *Phytochemistry Letters* 8: 97–100. DOI: [10.1016/j.phytol.2014.02.009](https://doi.org/10.1016/j.phytol.2014.02.009)
- Tóth L. 2005: Gyógynövények, drogok, fitoterápia. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- Ugolev B.N. 1986: Dreveszinovedenie sz osnovami lesznogo tovarovedenija. Lesznaja promüslennoszty, Moszkva.
- Usta M. & Kara Z. 1997: The chemical composition of wood and bark of *Cedrus libani* A. Rich. *Holz als Roh- und Werkstoff* 55(2-4): 268. DOI: [10.1007/BF02990561](https://doi.org/10.1007/BF02990561)
- Vajda M. 2002: Kezelt fakéreg lipidek eltávolítására vízből. *Műszaki Információ. Környezetvédelem* (ISNN: 0209-5769). 2002(17-18): 61–70.
- Valentín L., Kluczek-Turpeinen B., Willför S., Hemming J., Hatakka A., Steffen K. et al. 2010: Scots pine (*Pinus sylvestris*) bark composition and degradation by fungi: Potential substrate for bioremediation. *Bioresource Technology* 101: 2203–2209. DOI: [10.1016/j.biortech.2009.11.052](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.052)
- Vasconcelos C.F., Maranhão H.M., Batista T.M., Carneiro E.M., Ferreira F., Costa J., et al. 2011: Hypoglycaemic activity and molecular mechanisms of *Caesalpinia ferrea* Martius bark extract on streptozotocin-induced diabetes in Wistar rats. *Journal of Ethnopharmacology* 137(3): 1533–1541. DOI: [10.1016/j.jep.2011.08.059](https://doi.org/10.1016/j.jep.2011.08.059)
- Vázquez G., Fontenla E., Santos J., Freire M.S., González-Álvarez J. & Antorrena G. 2008: Antioxidant activity and phenolic content of chestnut (*Castanea sativa*) shell and eucalyptus (*Eucalyptus globulus*) bark extracts. *Industrial crops and products* 28: 279–285. DOI: [10.1016/j.indcrop.2008.03.003](https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2008.03.003)
- Venkatesan T., Choi Y-W. & Kim Y-K. 2015: The cytotoxic nature of *Acanthopanax sessiliflorus* stem bark extracts in human breast cancer cells. *Saudi Journal of Biological Sciences* 22(6): 752–759. DOI: [10.1016/j.sjbs.2015.04.004](https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2015.04.004)
- Venter P.B., Senekal N.D., Kemp G., Amra-Jordaan M., Khan P., Bonnet S.L. et al. 2012: Analysis of commercial proanthocyanidins. Part 3: The chemical composition of wattle (*Acacia mearnsii*) bark extract. *Phytochemistry* 83: 153–167. DOI: [10.1016/j.phytochem.2012.07.012](https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2012.07.012)
- Verkerk P.J., Anttila P., Eggers J., Lindner M. & Asikainen A. 2011: The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. *Forest Ecology and Management* 261(11): 2007–2015. DOI: [10.1016/j.foreco.2011.02.027](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.02.027)
- Wang G.G. & Wangen S.R. 2011: Does frequent burning affect longleaf pine (*Pinus palustris*) bark thickness? *Canadian Journal of Forest Research* 41(7): 1562–1565. DOI: [10.1139/x11-074](https://doi.org/10.1139/x11-074)
- Wang L. & Dibdiakova J. 2014: Characterization of Ashes from Different Wood Parts of Norway Spruce Tree. *Chemical Engineering Transactions* 37: 37–42. DOI: [10.3303/CET1437007](https://doi.org/10.3303/CET1437007)
- Wang Q., Zhu C., Wang Y., Huang Z., Li Z. & Huang B. 2003: A novel sampling method for present and historical monitoring of air pollution by using tree bark. *Environmental Chemistry* 22(3): 250–254.
- Weißmann G. 1976: Reinigung Ölhaltiger Abwässer mit Rinde. *Holz Zentralblatt* 50: 661–662.
- Whiting D., Tolan R., Mecham B. & Bauer M. 2011: Mulching with Wood/Bark Chips, Grass Clippings, and Rock. Colorado Master Gardenersm Program, Colorado Gardener Certificate Training, Colorado State University Extension, #245.
- Winkler A. 1978: A fakéreg struktúrájának és megfelelő fizikai- mechanikai tulajdonságú fakéreglapok gyárthatóságának kapcsolata. Kandidátusi értekezés, Soproni Egyetem, Faipari Mérnöki Kar, Sopron.
- Yemele M.C.N., Koubaa A., Cloutier A., Soulounganga P. & Wolcott M. 2010: Effect of bark fiber content and size on the mechanical properties of bark/HDPE composites. *Composites Part A: Applied Science and Manufacturing* 41(1): 131–137. DOI: [10.1016/j.compositesa.2009.06.005](https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2009.06.005)



- Young H.E. 1971: Preliminary estimates of bark percentages and chemical elements in complete trees of eight species in Maine. *Forest Products Journal* 21(5): 56–59. [Aspen Bibliography. Paper 5461.]
- Zhang L., Chen J., Wang Y., Wu D. & Xu M. 2010: Phenolic Extracts from *Acacia mangium* Bark and Their Antioxidant Activities. *Molecules* 15: 3567–3577. DOI: [10.3390/molecules15053567](https://doi.org/10.3390/molecules15053567)
- Barboutsis I. & Lykidis C. 2014: The Effects of Bark on Fuel Characteristics of some Evergreen Mediterranean Hardwood Species. Proceedings of the 57th International Convention of Society of Wood Science and Technology, June 23-27, 2014, Zvolen, Slovakia, 533–540.

ONLINE FORRÁSOK

- Melin S. 2008: Bark as feedstock for production of wood pellets. Wood Pellet Association of Canada. http://www.pellet.org/images/2008-12-11_Bark_as_feedstock_for_Production_of_Wood_Pellets_Report_December_2008.pdf
Letöltés ideje: 2016. 11. 14.
- Vajda B. 2006: Parafa az építőiparban. <http://fenntarthato.hu/> Letöltés ideje: 2016. 02. 15.

*Érkezett: 2019. július 15.
Közlésre elfogadva: 2019. november 15.*

MÉSSZEL KEZELT TALAJOK TEHERBÍRÁSÁNAK VIZSGÁLATA CBR-ELJÁRÁSSAL

Primusz Péter, Kalicz Péter, Kisfaludi Balázs és Péterfalvi József

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar Geomatikai, Erdőfeltárási és Vizsgadálkodási Intézet

Kivonat

A kutatásban kísérletsorozatot terveztünk, arra keresve a választ, hogy különböző talajoknál különböző víztartalom és mészadagolás mellett a CBR-eljárással mekkora teherbírásnövekedést lehet kimutatni, valamint 4 napos áztatást követően mennyire csökkennek le ezek az értékek. A kérdés megválaszolásához 4 féle talajt vizsgáltunk meg, talajonként 6 féle vízadagolás, 4 féle mészadagolás és 3 féle pihentetési idő mellett készítettünk próbatesteket. A kísérletsorozat kimutatta, hogy a vizsgált talajok mindegyike alkalmas mészstabilizációs rétegek építéséhez. A kezelés hatására CBR teherbíráruk nagymértékben növekedik. A kezeletlen és a kezelt minták elárasztásával, majd az alakváltozás és teherbírás mérésével igazolható, hogy a mésszel kezelt talajok vízálerőssége jelentősen lecsökken. A talajminták adatain sikeresen alkalmaztuk a regressziós fa módszerét. Segítségével olyan szabályokat fogalmaztunk meg a várható teherbírárra, amelyek a gyakorlat számára is jól hasznosíthatók. A kutatás eredményei tovább erősítik azt a felvetést, hogy erdészeti- és mezőgazdasági utak esetén a mésszel stabilizált talajrétegek beszámíthatók a pályaszerkezet teherbíró részébe.

Kulcsszavak: mész, stabilizáció, CBR%, teherbírás, regressziós fa, áztatás.

DETERMINING THE BEARING CAPACITY OF LIME-TREATED SOILS BY THE CBR METHOD

Abstract

In this research a set of tests were performed to determine the effect of lime addition and water content on the bearing capacity of cohesive soils. The bearing capacity was measured by the CBR method. Four types of soils were included in the research. Soil samples were prepared from each type by 6 different water content, 4 dosage of lime addition and 3 duration of curing time. It was found, that each soil is suitable for the construction of lime-stabilized pavement layers. As a result of the lime treatment the bearing capacity of each soil was increased. Repeated CBR tests were performed on the treated and untreated soil samples after 4 days of soaking. It was confirmed that the water-sensibility of the treated soils decreased significantly. A regression tree model was applied to create practice-oriented rules for predicting the bearing capacity. Our results support the idea that the bearing capacity of lime-stabilized soil layers can be counted in the total bearing capacity of forestry and agricultural road's pavement.

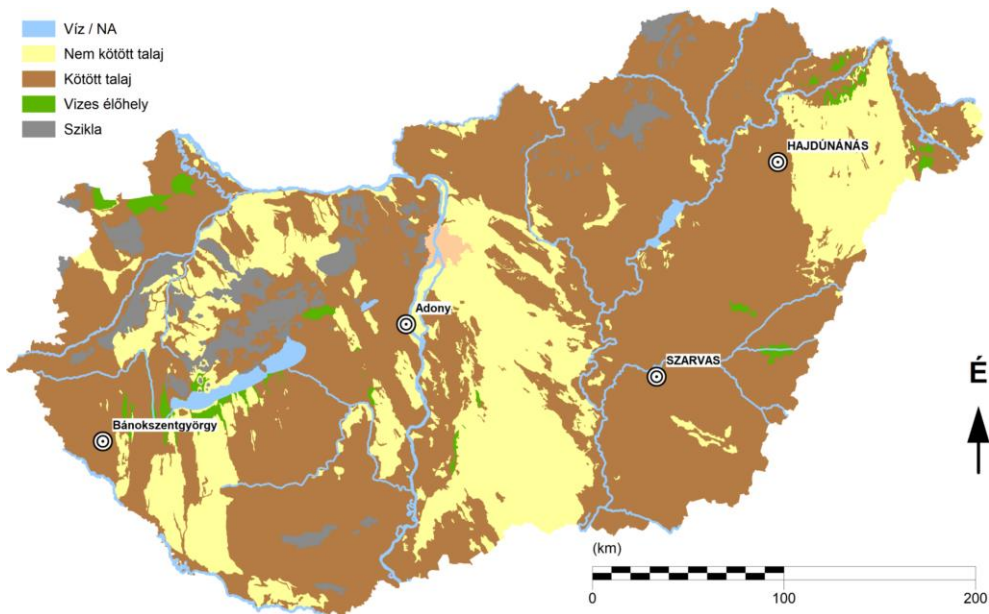
Keywords: lime, stabilization, CBR%, bearing capacity, regression tree, soaking.

BEVEZETÉS

Az erdészeti és mezőgazdasági utak célja egyaránt az, hogy a termeléshez szorosan hozzátartozó anyagmozgatást gazdaságossá tegyék. A szállítás, mint minden közlekedési ténykedés, a szállító eszköz és a pálya minőségének függvénye. A szállítási folyamat akkor lesz gazdaságos, ha az előbbi két tényező teljes mértékben összhangban van egymással.

Az anyagmozgatással kapcsolatos forgalmat alkotó nehézjárművek terheit a pályaszerkezet mellett az altalaj hordozza. Az útpályaszerkezetek ősidőktől legáltalánosabban használt anyaga a kő. A kőanyagok termelése, zúzása, osztályozása és helyszínre szállítása azonban meglehetősen költséges, különösen Magyarországon, ami földrajzi elhelyezkedése és geológiai viszonyai miatt kőben szegény ország. Ezért a mezőgazdasági és erdészeti útépitéseknél – környezetvédelmi és közgazdasági szempontokból is – különösen fontos megvizsgálni, hogy a helyi talaj milyen formában hasznosítható.

Hazai körülmények között a kötött talajok felhasználása jelent problémát, különösen erősen csapadékos területeken. Az útépités szempontjából a 600 mm feletti átlagos csapadékú vidékeket kedvezőtlennek ítéljük. Nagy csapadékesemény után a lehullott csapadék egy része mindenképpen beszivárog a talajba és kifejti a földműre káros hatását. Az út felpuhul, és ha ilyenkor használjuk, akkor súlyosan károsodik. Az ilyen utak a megnövekedett karbantartási költségek mellett az elakadt rönkszállító tehergépkocsik kimentésével is terhelik az anyagmozgatás költségeit.



1. ábra: Magyarország talajfizikai térképe.
Figure 1: Soil texture map of Hungary.

A felvázolt nehézségek ellenére tapasztalati tény, hogy a víztartalomtól és a tömörségtől függően minden talajnak van olyan állapota, amikor jó a teherbírása és így útpályának is megfelel. Ha a talaj kedvező tulajdonságait valamilyen eljárással állandósítani tudjuk, akkor a talaj stabilizálásáról beszélünk. A hazai talajok jelentős része (kötött és szemcsés egyaránt) megfelelő javítóanyag hozzáadásával és tömörítésével alkalmassá tehető arra, hogy az utak teherhordó pályaszerkezetének részét képezze (1. ábra). A talajstabilizációk legfőbb előnye, hogy a helyi talajt használjuk fel, ezért a helyszínre szállítandó anyagok mennyisége erősen csökken, és ezzel együtt a hagyományos építési módokhoz képest az építési költségek is jelentősen csökkennek.

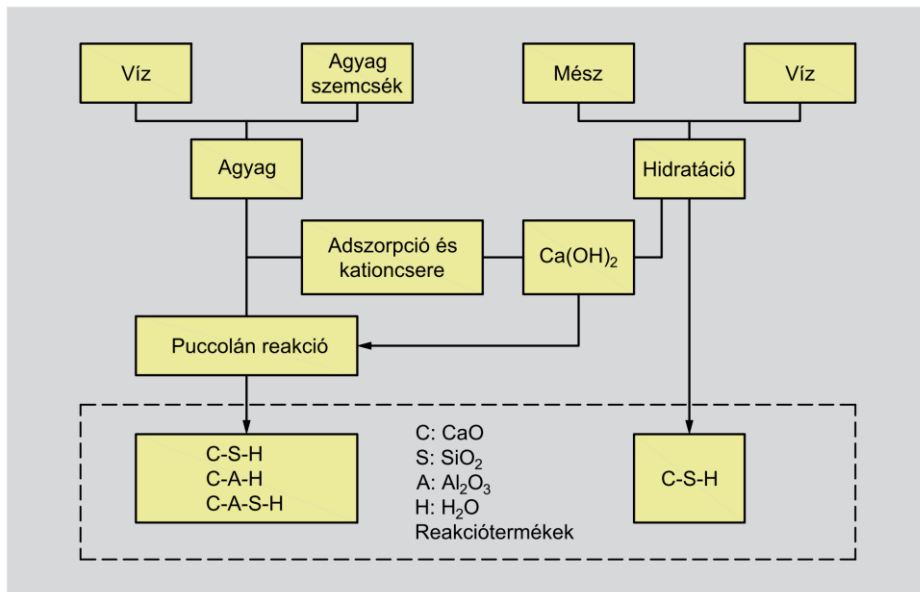
A talajstabilizációkkal kapcsolatos kutatások aktualitását napjainkban az adja, hogy a felhasznált talaj és kötőanyag keveréke minden esetben egy új anyagot eredményez. Kézdi (1967) szerint „a talajstabilizáció bizonyos mértékig még ma is „művészet”, s csak részben mérnöki tudomány, s ebben az állításban van is némi igazság.” Ebből következik, hogy pontos tervezői előírásokat és receptúrákat is nagyon nehéz megfogalmazni a gyakorló mérnökök számára. Ennek ellenére az USA-ban pl. a National Lime Association (NLA) szervezet kutatásokkal, laboratóriumi vizsgálatokkal és az eredmények kiértékelésével törekszik segíteni a módszer elterjedését (Szendefy 2009). Magyarországon a jellemző talajokra a megfelelő mennyiségű és minőségű kísérleti eredmények még nem állnak rendelkezésre vagy kiértékelésük még nem fejeződött be. Jelen munkában célunk egy olyan feldolgozási eljárást bemutatni, aminek a segítségével a szisztematikusan gyűjtött adatokból tervezési szabályokat vagy irányelveket lehet a gyakorló mérnökök számára levezetni.

IRODALOMÁTTEKINTÉS

A földműveket építő emberek már mintegy 5000 évvel ezelőtt törekedtek a talajok tulajdonságainak megjavítására. Ennek érdekében tapasztalataikra támaszkodva felhasználták a meszet különböző mérnöki létesítmények építésénél. Kézdi (1979) szerint a talajstabilizáció területén elért első újkori tapasztalatok az USA-ban voltak, homok-mész keverékek formájában 1906 körül. A XX. században a 30-as évek táján a talajstabilizáció fontos tényezője lett az úttervezésnek Európában. Ebben az időszakban a hangsúly még a kivitelezésen volt, a tervezés kevesebb figyelmet kapott.

Ennek a folyamatnak az eredménye, hogy az erdészeti útépitések körében a kővel nem rendelkező erdőgazdaságoknál megindult a talajstabilizációk építése (Cornides, Szilágyi & Nagy 1961). A kezdeti jó tapasztalatok ellenére a gépek teljesítménye korlátozta a technológia elterjedését, majd évtizedekre teljesen eltűnt a hazai mérnökök látószögéből.

A külföldi és hazai kutatásokra egyaránt jellemző, hogy azok főleg a cementes (Yang 2012) és bitumenes (Ogundipe 2014) talajstabilizációk tervezésével foglalkoznak, míg a meszes stabilizáció (Tan, Hu & Li 2016) esetén csak az ismert talajmechanikai hatásokat és azok kémiai hátterét elemzik.



2. ábra: Kémiai reakció a talaj és a mész között (Saitoh, Suzuki & Shirai 1985).
Figure 2: Lime-soil reaction (Saitoh, Suzuki and Shirai 1985).

Az erdészeti kutatások közül megemlítendő Pankotai és Herpay (1965) valamint Kosztka (2004) agyagtalajokkal végzett meszes talajstabilizációs munkája. Utóbbit a korszerű talajmarók és kötőanyag adagolók megjelenése inspirálta. A kutatásban a talaj-mész keveréken elvégzett szemeloszlási vizsgálatok kimutatták, hogy a mész hatására a talaj finom szemcséi összetapadnak. Minden esetben nőtt a homokliszt és homok aránya. A vizsgált talajok plasztikus tulajdonságai is jelentősen megváltoztak. Ahogy az a korábbi megfigyelések szerint várható volt, ezek a tulajdonságok a kisebb kötöttség felé tolódtak el.

A mész hatására a talajok tömörítési tulajdonságai és ezzel együtt tömöríthetőségük is előnyösen megváltozik. A legnagyobb száraz halomsűrűsége lecsökken, az optimális tömörítési víztartalma megnő, a tömörítési görbe pedig ellaposodik. A mésszel kezelt próbatestek vízállósága pedig jelentősen megnő. A nemzetközi tapasztalatok megerősítése után, a meszes talajstabilizáció tervezési teherbírásának és tartósságának meghatározása került a kutatások középpontjába.

A talajstabilizációk tartósságának fontos mérőszáma, hogy teherbírásuk mennyire érzékenyen az elnedvesedéssel és fagyhatással szemben. Szendefy és Vámos (2014) kimutatta, hogy a mésszel stabilizált talajok teherbírását a víz és a fagyhatás csak kis mértékben (kb. 20%) csökkenti, a stabilizációk vízállóknak és fagyállóknak minősíthetők. Vizsgálatik azt is kimutatták, hogy a stabilizált talajok az optimális víztartalom közelében, a nedves ágon bedolgozva mutatják a legjobb tartósságot. A vízállóságot CBR vizsgálattal, a fagyállóságot a nemzetközi szakirodalomnak megfelelően UCS vizsgálattal javasolt vizsgálni.

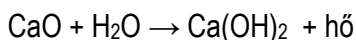
Talajstabilizációk tervezésénél fontos kérdés a kötőanyag szükséges mennyiségének meghatározása. A legtöbb vizsgálatsorozat eltérő kötőanyagadagolás mellett vizsgálja a teherbírás változást, de annak mélyebb statisztikai elemzése elmarad. Ebből kifolyólag előfordulhat, hogy nem találjuk meg a jelentős (szignifikáns) teherbírás növekedést vagy csökkenést okozó adagolás értékét. Güllü (2014) munkájában a faktorelemzés segítségével vizsgálta finomszemcsés talaj és kazánhamu kötőanyag adagolásának hatását a teherbírásra. Az elemzésből kiderül, hogy a faktorelemzés és a hatásnagyság becslése jól használható a döntéshozatalban. Végül érdemes megemlíteni Yeh (1998) munkáját aki mesterséges neurális háló segítségével tudta előre jelezni eltérő betonkeverékek nyomószilárdságát. A bemutatott modell segítségével az egyes változók hatását is jól lehetett numerikusan vizsgálni. Az utóbbi időben megjelent tanulmányok alapján pedig úgy látszik, hogy a gépi tanulás területén kifejlesztett eljárások és módszerek sikeresen alkalmazhatók összetett talajmechanikai jelenséges tanulmányozására is.

ELMÉLETI HÁTTÉR

A talaj-mész kölcsönhatás

A talaj és mész kölcsönhatás általánosságban ismert (2. ábra), azonban célszerű azt kissé mélyebben elemezni, mert vizsgálatainkat ezek ismeretében tervezzük, illetve a kapott eredményeket is ennek figyelembevételével értékeljük.

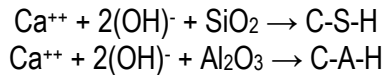
A mész a talajok tulajdonságainak javítását kémiai reakciókon keresztül éri el. A kémiai reakciók a mész és a talaj összekeverésekor indulnak be, és akár évtizedekig elhúzódhatnak. A meszes talajstabilizációnál lejátszódó legfontosabb kémiai reakciók: a mész oltódás (víztartalom csökkenés); a kationcsere-koaguláció; a puccolán reakció (cementáció) és a karbonátosodás (mészke képződés). A mész és a talaj összekeverésekor a mész reakcióba lép a talajban található vízzel és az oltódás közben nagy mennyiségű hő keletkezik:



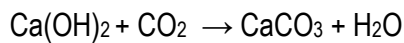
A hőmennyiség párologtató (szárító) hatása miatt víz távozik a rendszerből, ami egy azonnal észlelhető hatás. A mész bekeverése után jelentkező azonnali hatást követi egy hosszú ideig tartó folyamat. Az oltott mészből (kalcium-hidroxid) a kalcium ionok (Ca^{2+}) diffúzió útján jutnak az agyagszemcsék éleihez, ahol felgyűlnek és kicserélődnek a gyengébb potenciálú Na^+ , K^+ és Mg^{2+} ionokra (Diamond & Kinter 1965, Stocker 1972). A kationcsere hatására az agyag negatív töltésű felszínéhez kapcsolódó kalcium ionok pozitív töltése miatt több agyagszemcsé kapcsolódik össze, az agyagszemcsék koagulálnak (Terrel, Epps, Barrenberg, Mitchell & Thompson 1979, Szendefy 2009). A talajba kerülő Ca(OH)_2 hatására a talaj pH értéke erősen megnő, ennek hatására oldódásnak indulnak az agyagrézecsékben



lévő SiO_2 és Al_2O_3 vegyületek. Kalcium-szilikát hidrátok és kalcium-aluminát hidrátok képződnek, amik az idő múlásával megszilárdulnak és a talajszemcséket cementálva ragasztják össze, ezt nevezzük puccolán reakciónak:



A mész, a szilikátok és aluminátok között meginduló puccolános reakciók a hidratáció után néhány nappal megindulnak és 1-5 évig is eltarthatnak. Ezeknek a reakcióknak az eredménye a megkívánt talajmechanikai hatás, amelyet szemmel láthatóan is érzékelni lehet és talajfizikai vizsgálatokkal kimutathatók. További hosszútávú reakció a karbonátosodás, amikor is a talajban megoltódott mészből a levegőben található szén-dioxid (CO_2) hatására kalcium-karbonát (CaCO_3), azaz mészkő alakul ki:



Építéstechnikai szempontból ezt a folyamatot inkább kedvezőtlennek ítélnéljük meg, mert az egyesével képződő karbonát kristályok nem kapcsolódnak össze, ezért a kezelt réteg szilárdságcsökkenéséhez vezethet.

A CBR-vizsgálat

A teherbíró képességi vizsgálatoknak az elsődleges célja az, hogy a földmű és az egyes útpályaszerkezeti rétegek, illetve a teljes útpályaszerkezet terheléssel szembeni ellenállását és a deformáció nagyságát, illetve ezek változását meghatározzuk.

A CBR% (California Bearing Ratio) a talaj teherbírásnak jellemzésére 1928–29 között Kaliforniában kidolgozott viszonyszám, amely megmutatja, hogy az adott talaj teherbírása, hogy viszonyul az összehasonlítási alapul választott szabványos tömör zúzottkő útépítési anyag teherbíráshoz. Laboratóriumi meghatározásánál az előkészített mintán penetrációs vizsgálatot hajtunk végre az MSZ EN 13286-47 szabvány szerint. A vizsgálat alatt egy 50 mm átmérőjű tömör acél hengert nyomunk 1,27 mm/min behatolási sebesség mellett a talajtestbe, és felvesszük a terhelőerő függvényében a talaj alakváltozását. A vizsgálat eredményeként kapott erő-behatolás görbéről le kell olvasni a 2,5 mm és 5,0 mm behatoláshoz tartozó erőket kN-ban. Ezeket kell összehasonlítani a 100%-os teherbírásunak elfogadott tömör zúzottkőanyag penetrációs görbéjén a 2,5 mm, ill. az 5,0 mm benyomódást előidéző terhelőerőkkel:

$$\text{CBR}_1 = \frac{F_{2,5}}{13,2} \quad \text{és} \quad \text{CBR}_2 = \frac{F_{5,0}}{20,1}$$

ahol $F_{2,5}$ és $F_{5,0}$ a vizsgált anyag 2,5 mm-es és 5,0 mm-es benyomódásához szükséges erő kN-ban. A szabvány szerint a nagyobbik százalékos CBR-értéket kell választani közvetlen teherbírási indexnek.

Döntési fa

A meszes talajstabilizációs kísérletek eredményeinek rendszerezéséhez a döntési fa (decision tree) osztályozót vezetjük be, ami egy egyszerű, de széles körben használt osztályozási módszer. Az eljárás alapötlete, hogy bonyolult összefüggéseket egyszerű döntések sorozatára vezetünk vissza. Algoritmus a mohó eljárás, ami felülről lefele haladva építi fel a döntési fát rekurzív módon, az „oszd meg és uralkodj” elv alapján (Han & Kamber 2004). Bemenetként egy attribútumokkal (attributes) leírt objektumot adunk meg és a bemenetre adott válasz jóslat értékével, a döntéssel térünk vissza. A bemeneti és kimeneti attribútumok lehetnek diszkrét vagy folytonosak. Egy diszkrét értékészletű függvény tanulását osztályozásnak (classification), míg egy folytonos függvény tanulását regresszióknak (regression) nevezzük.

A hagyományos döntési fák alapvetően osztályozási feladatok megoldására szolgálnak. A fa minden egyes „levelében” egy osztálycímke található, amely megadja, hogy a kérdéses objektum melyik osztályba tartozik (Fehér 2006). Folytonos változók becslésére is lehetőség van, ekkor a felépített fák leveleiben egy konstans függvény ad becslést az adott paraméter értékére. Az osztályozásra és előrejelzésre egyaránt használható fák a CART (Classification and Regression Tree) algoritmus családba tartoznak. A döntési fák számos előnyös tulajdonsága közül az egyik, hogy a gyökérből a levélbe vezető út mentén a feltételek összeolvasásával könnyen értelmezhető szabályokat kapunk a döntés meghozatalára (Bodon 2010). Képesek automatikusan felismerni a lényeges változókat, ezeket a gyökér közelében, míg a kevésbé fontosokat a levelekhez közel vizsgálják. Előfordulhat, hogy egyes attribútumok nem jelennek meg a fában, hiszen azok nem is befolyásolják a döntést.

A döntési fák felépítésének főbb lépéseit Bodon (2010) munkája alapján foglaljuk össze, további részletekről pedig az érdeklődő James et al (2013) könyvéből tájékozódhat. A fa felépítésekor a teljes tanító adatbázisból indulunk ki, ez lesz a gyökér. Keresünk egy olyan attribútumot, amely alapján jól szétválasztható a tanuló halmaz. Osztályozási feladatoknál az információnyereség elvét (entrópia csökkenés), vagy a Gini-indexet, előrejelzésnél a regressziós eltérés négyzetösszegét használják az adott csúcson az attribútum kiválasztásához. A szétvágást akkor tekintjük jónak, ha a keletkezett kisebb részek a magyarázandó változó szempontjából homogénebb, mint az egész halmaz a szétvágás előtt. A részekre rekurzívan alkalmazzuk az előbbi eljárást. Az algoritmus végül minden levélhez hozzárendeli a magyarázandó változó értékét, a döntést. A rekurziót akkor állítjuk meg egy ágban, ha a fa mélysége meghalad egy előírt korlátot vagy nincs olyan további vágás, amely javítani tudna az aktuális osztályozáson. Előrejelzés vagy regresszió esetén a vágás jóságának mértéke a keletkező két részre illeszthető regressziós modell illeszkedési hibája. A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy az adott szinten végig kell próbálni az összes létező vágást az összes dimenzió mentén ahhoz, hogy el lehessen döntení mi a legjobb vágás (Fehér 2006). Ez egy nagy dimenziószámú, illetve nagy elemszámú adathalmazon túl nagy számítás igényel. A CART algoritmusok ezért inkább bináris döntéseket (Recursive Binary Splitting, RBS) használnak az egyes csomópontokban a fa felépítésénél.



Véletlen erdő

A véletlen erdő (random forest) egy ún. együttes (ensemble) módszer, amely a bemeneti jellemzőket manipulálja és döntési fákat használ fel alaposztályozókként. A tanulóadatokból létrehozott, de egymástól valamennyire különböző döntési fák mindegyike jósol valamit, majd szavazást tartunk, és a szavazás végeredményeként a leggyakoribb választ fogadjuk el. További részleteket Breiman (2001) munkájában olvashatunk.

Az erdő hatékonysága az egyes döntési fák számától és minőségétől (ha több fa szavaz, javul az eredmény), valamint a generált fák közötti korrelációtól (ha nő a korreláció az eredmény romlik) függ. A véletlen erdő (random forest) előnye, hogy pontos osztályozó, gyorsan lefut, több ezres dimenziójú bemenetet is képes kezelni és becsléseket ad arra, hogy mely változók fontosak. Tanulmányukban ezt az utolsó képességét fogjuk felhasználni arra, hogy a talajstabilizációt befolyásoló faktorok fontosságát számszerűsíteni tudjuk.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kísérleti programunk elsődleges célja, az égetett, őrölt mézsporrrel kezelt talajok hatásmechanizmusának pontosabb megismerése volt az építőmérnöki gyakorlat számára. Kísérleteinkkel ezért leginkább az eltérő tulajdonságú talajok teherbírására és vízállóságára kifejtett kedvező hatását vizsgáltuk. A kutatásban kiválasztott és vizsgált négy talajt a továbbiakban a mintavétel helységnevével azonosítjuk:

- 1) Hajdúnánás (kód: HA), iszapos homokliszt
- 2) Szarvas (kód: SZV), közepes agyag
- 3) Adony (kód: AD), iszapos homokliszt
- 4) Bánokszentgyörgy (kód: BA), közepes agyag

A mintavétel helyeit az 1. ábra mutatja be. A mintavételezés az MSZ 4488:1976 szabvány szerint történt. A minták mennyisége mintavételi helyenként 600-700 kg volt. A talajminták a TLI (Technológiai, Laboratóriumi és Innovációs Zrt.) laboratóriumaiba lettek szállítva az alap talajmechanikai vizsgálatokhoz. A talajmintákat az előkészítés alatt először szárítószekrényben 105 °C-on kiszárították, majd talajdarálóval finomra darálták. Az így előkészített mintákat műanyag zsákban, légmentesen lezárva tárolták. A kezeletlen talajok talajmechanikai alapvizsgálatának eredményeit az 1. táblázat foglalja össze.

A kapott adatok alapján meghatároztuk a mézstabilizációs vizsgálatokhoz szükséges víztartalmi beállításokat. A víztartalmi értékek az optimális tömörítési víztartalom figyelembevételével és a talajminták I_c értéke alapján lettek kiválasztva (2. táblázat). Az adatok alapján kísérletsorozatot terveztünk, amivel arra kerestük a választ, hogy a mézszel kezelt talajok különböző víztartalom beállítások mellett, mekkora teherbírásnövekedést mutatnak az idő előrehaladtával. Ezért a vizsgált talajok próbatesteit 6 víztartalom (lásd. 2. táblázat) és négy mézszadagolás (0%, 2%, 4%, 6%) szintre állítottuk be.

1. táblázat: Kezeletlen talajok talajmechanikai alapvizsgálatai.
 Table 1: Basic geotechnical properties of untreated soils.

Vizsgálat	Szabvány	Eredmények			
		Hajdúnánás	Szarvas	Adony	Bánokszentgyörgy
Természetes víztartalom	MSZ 14043/6-80	$w_{term}=9,6\%$	$w_{term}=17,2\%$	$w_{term}=4,3\%$	$w_{term}=21,1\%$
Szemeloszlási vizsgálat	MSZ 14043/3-79	K=1,0% H=22,9% HL=41,6% I=20,9% A=13,7%	K=8,9% H=2,9% HL=19,8% I=33,9% A=34,5%	K=7,9% H=17,9% HL=42,6% I=24,6% A=7,0%	K=0,0% H=8,2% HL=24,8% I=41,9% A=25,2%
Konzisztencia-határok	MSZ 14043/4-80	$w_L=24,6\%$ $w_p=15,9\%$ $I_p=8,8\%$ $I_c=1,7$	$w_L=51,1\%$ $w_p=26,3\%$ $I_p=24,8\%$ $I_c=1,4$	$w_L=27,2\%$ $w_p=20,8\%$ $I_p=6,4\%$ $I_c=3,6$	$w_L=53,0\%$ $w_p=23,9\%$ $I_p=29,1\%$ $I_c=1,1$
Szulfáttartalom meghatározása	MSZ 14043/10-82	63,4 mg/l	94,14 mg/l	11,52 mg/l	69,16 mg/l
Szervesanyag-tartalom	MSZ 14043/9-82	$I_{om}=1,8\%$	$I_{om}=2,5\%$	$I_{om}=2,3\%$	$I_{om}=2,3\%$
Tömöríthetőségi Proctor-vizsgálat	MSZ 14043-7/81	$\rho_{dmax}=1,87 \text{ g/cm}^3$ $w_{opt}=11,6\%$	$\rho_{dmax}=1,65 \text{ g/cm}^3$ $w_{opt}=19,7\%$	$\rho_{dmax}=1,95 \text{ g/cm}^3$ $w_{opt}=11,6\%$	$\rho_{dmax}=1,91 \text{ g/cm}^3$ $w_{opt}=12,6\%$
Talaj megnevezése	MSZ 14043/2-79	Izapos homokliszt	Közepes agyag	Izapos homokliszt	Közepes agyag

 2. táblázat: A kezelt talajok víztartalmi beállításai.
 Table 2: Water content of treated soil samples.

Hajdúnánás		Szarvas		Adony		Bánokszentgyörgy	
I_c	W (%)	I_c	W (%)	I_c	W (%)	I_c	W (%)
1,79	9	1,58	12	2,84	9	1,58	7
1,56	11	1,38	17	2,37	12	1,36	13
1,33	13	1,17	22	1,91	15	1,07	22
1,10	15	0,97	27	1,44	18	0,86	28
0,87	17	0,77	32	0,97	21	0,58	36
0,64	19	0,57	37	0,50	24	0,36	43

Rövidítések: w_L - folyási határ, w_p – plasztikus határ, I_p – plasztikus index, I_c – konzisztencia index, I_{om} - talaj szervesanyag-tartalma, ρ_{dmax} – maximális száraz halomsűrűség, w – víztartalom tömeg%-ban, w_{opt} – optimális tömörítési víztartalom tömeg%-ban.



Mivel mészstabilizációkor a teherbírás-változás egy időben elhúzódó folyamat, a próbatesteket eltérő pihentetési idő (1 óra, 3 nap, 28 nap) elteltével terheltük meg a beállított szinteken. A kezeletlen talajminták teherbírását azonos, 1 órás pihentetés után mértük. A vizsgált próbatestek száma (N) egy talaj esetén a következőképpen alakult:

$$N = 6 \times 3 \times 3 + 6 = 60 \text{ db}$$

Összesen tehát a kiválasztott négy talaj esetében 4×60 db mintát, azaz 240 db kísérleti beállítást készítettünk.

A minták elkészítésekor előre kimértük az adott keverékhez szükséges víz és mész mennyiségét. A mészadagolást tömeg%-ban fejezzük ki, ami minden vizsgálatnál a kiszáritott talaj tömegéhez viszonyítva mutatja az őrlött égetett mészpor mennyiségét. A légszáraz talajhoz hozzáadatok a kimért mészmennyiséget, majd folyamatos keverés mellett adagoltuk hozzá a vizet. Az így kapott keveréket 90 percig állni hagyjuk párazáró csomagolásban. A pihentetési idő a mész oltódásához szükséges, ami a térfogatváltozás miatt fellazíthatja, károsíthatja a korán betömörített mintákat (Szendefy & Vámos 2014). A pihentetést követően 5×55 ütést alkalmazva CBR-edénybe a Proctor-vizsgálattal megegyező módon előállítottuk a próbatesteket (3. ábra). A CBR-edények végül párazáró csomagolást kaptak és az előírt ideig tovább pihentek. A kutatásban a vizsgálatainkhoz a Carmeuse Hungária Kft. által rendelkezésünkre bocsátott CL 90 minőségű égetett, őrlött mészport használtuk fel. Az egyes keverékek víztartalom beállítását utólagos mintavétellel ellenőriztük. A tervhez képest $\pm 0,5\%$ -os eltérést tapasztaltunk.

A pihentetési idő leteltével elvégeztük a minták felső és alsó síkján a szabványos CBR-vizsgálatot (4. ábra). A szabvány szerint a 2,5 mm-es és 5,0 mm-es benyomódásához tartozó CBR-értékek közül a nagyobbikat kell választani, de ez sokszor csak felesleges bizonytalanságot ad az eredményekhez. Ezért a későbbi elemzéseink számára mind a két értéket megtartottuk.

A CBR-vizsgálatok által nyert adathalmazból adatbázist építettünk. Első lépésként az adatbázisba foglalt vizsgálatok eredményeit dolgoztuk fel grafikusán. Ábrázoltuk a CBR% értéket a víztartalom ($w[\%]$), a mészadagolás ($b[\%]$) és a pihentetési idő ($t[h]$) függvényében.

A teherbírás-változás bemutatására exponenciálshoz hasonló függvényt illesztettünk az adatokra a legkisebb négyzetek módszerével. Az alkalmazott függvény alakja:

$$\text{CBR}\% = a \cdot w^b \cdot c^w$$

ahol „a”, „b”, „c” regressziós paraméterek és „w” pedig a vizsgált minta víztartalma (a talaj víztartalma a mészpor bekeverése előtt). A fenti függvény gyakorlati haszna annak rugalmasságában rejlik, hiszen az általános formában szereplő „b” és „c” paraméterektől függően a függvény sokféle alakot vehet fel. A függvényillesztés jósága nem minden keverék esetében volt kielégítő, de ennek ellenére mégis a fenti függvénynél maradtunk, mivel a mérési ered-

mények trendjét jól visszaadta. A választott modell viszont nem volt alkalmas a faktorok hatásának elemzésére, ezért adataink részletesebb elemzéséhez felhasználtuk az R nevű statisztikai szoftvercsomag mellett a scikit-learn numpy-ra és scipy-re épülő Python nyelvű adatbányászati modult is. A leíró jellegű alapstatisztikák mellett, regressziós fát és véletlen erdőt építettünk (100 fából) James et al (2013) munkája alapján.

Azért, hogy a mésszel kezelt próbatestek vízérékenységet megítélhessük, a 28 napig pihentetett talajmintákat teljesen vízbe állítottuk, és 4 napon keresztül áztattuk. Az elárasztás alatt mérőórákkal mértük a minták alakváltozását (duzzadását), majd újra CBR vizsgálatot végeztünk. Az áztatás utáni CBR értékek változását befolyásoló faktorok közötti kapcsolatok erősségére korrelációs mátrixot készítettünk.



3. ábra: Proctor-féle tömörítő készülék.
Figure 3: Automatic Proctor compactor.

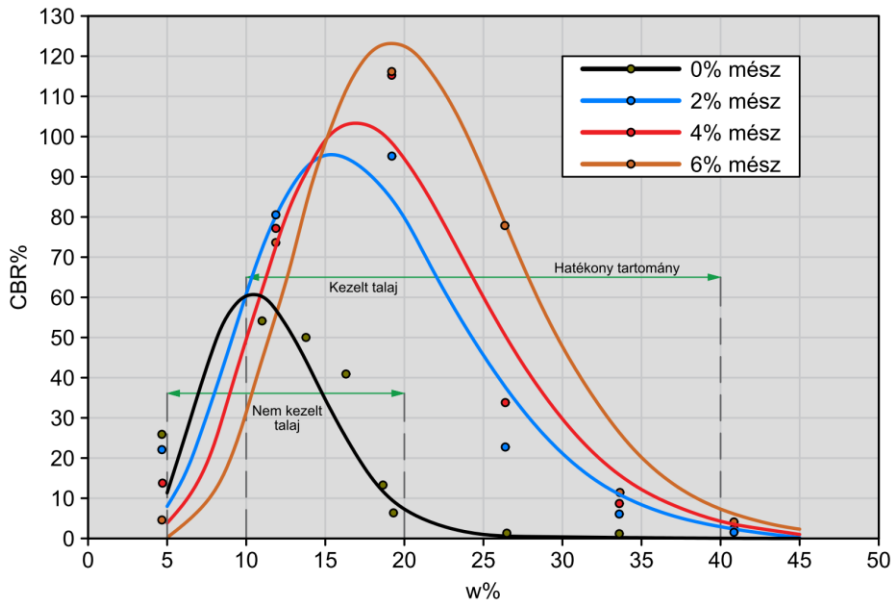


4. ábra: CBR-vizsgáló készülék.
Figure 4: CBR testing apparatus.

EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

A CBR% értékek grafikus feldolgozásakor elkészített ábraszorozatokból most csak a Bánokszentgyörgyről származó közepes agyagtalaj eredményeit mutatjuk be, 28 nap pihentetés után. A kiragadott mintákat bemutató 5. ábrán keresztül jól lehet szemléltetni a mészstabilizáció teherbírásnövelő hatását.

A kezeletlen agyagtalaj alacsony víztartalom mellett ($w\% \leq 10\%$) a száraz ágon igen magas CBR% értéket képes produkálni. A víztartalom kismértékű növekedése (+10%) viszont már jelentősen lecsökkenti az elérhető CBR% értékét.



5. ábra: Bánokszentgyörgyről származó közepes agyagtalaj (pihentetés 672 óra).

Figure 5: Clay of intermediate plasticity from Bánokszentgyörgy, Hungary (672 hours of curing time).

A mészstabilizáció teherbírás növelő tulajdonsága a száraz ágon nem jelentkezik. A teherbírás nem nő, hanem csökken, a kezeletlen talaj értéke alatt marad.

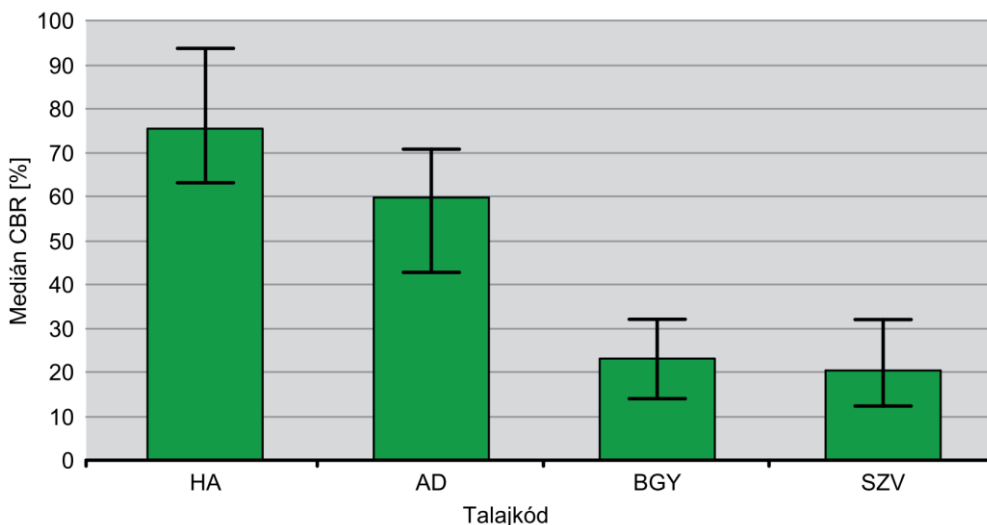
A vizsgált agyagtalaj természetes nedvességtartalma $w=20\%$ volt, ami a kísérletek szerint 4-5 CBR% elérhető teherbírást jelent. A mésszel kezelt talaj teherbírása ugyanezen a nedvességtartalomnál 100-120 CBR%-nak adódott. A kezeletlen talaj ennél magasabb nedvességtartalom mellett teljesen elvesztette teherbírását, míg a mészstabilizáció $w=40\%$ -on is CBR 4-5%-ot mutatott.

A mészstabilizáció teherbírásnövelő hatása $w=10\%$ és $w=40\%$ nedvességtartalmak között a legszembetűnőbb. Viszont a mésszadagolás növelésével már nem fokozható tovább a teherbírás, ha a nedvességtartalom 40% fölött van. Ezért beszélhetünk egy ún. hatékony nedvesség tartományról, amin belül a kezeletlen és a kezelt talaj is kellő teherbírású, viszont azon túl már egyik sem tekinthető annak.

Az 5. ábráról levonható következtetések mind a négy talajra, egyesével megfogalmazhatók, de az így kapott ismeretek csak az adott talajra lesznek igazak.

Azért, hogy általánosítani tudjuk a szabályokat a gyakorlat számára, meg kellett keresnünk a hasonlóságokat az egyes talajok viselkedésében.

A négyféle talaj CBR% dobozábrája alapján egyből látszik, hogy két fő csoportra lehet bontani a talajokat (6. ábra). Így a Hajdúnánás (HA) és Adony (AD) iszapos homokliszt talajok, valamint a Szarvas (SZV) és Bánokszentgyörgy (BGY) közepes agyag talajok alkotnak egy-egy csoportot. Ez megfelel a talajazonosítással kapott eredménynek. A Hajdúnánás közelében vett iszapos homokliszt talaj kicsit nagyobb teherbírást mutat, mint az adonyi. Ez valószínűleg a magasabb agyagfrakcióval ($A=13,7\%$) magyarázható.



6. ábra: A négyféle talaj CBR% dobozábrája (box-plot).
 Figure 6: CBR% range of the four tested soil types.

A teherbírás változás szabályainak és a változók közötti interakciók megismeréséhez regressziós fát készítettünk. Első lépésben a CBR%-ot csak a mészadagolás ($b\%$) és a talajfajta alapján jósoltuk. A 7. ábrán jól látszik, hogy a talajok valóban két nagy csoportra bonthatók. Az SZV és BGY kódú talajok esetén a mészadagolásnak nincs nagy szerepe ($b\% \geq 1\%$), ezzel szemben a HA és AD kódú talajoknál már érdemes azt növelni a nagyobb teherbírás érdekében ($b\% \geq 3\%$). A következő lépésben bevettük a pihentetési időt a faktorok közé, ezt mutatja be a 8. ábra. A pihentetési idő közelebb van a fa gyökeréhez, mint a mészadagolás, ezért a teherbírás növelésben nagyobb a szerepe. A talajok közül a Hajdúnánási talaj esetében van különösen nagy szerepe a pihentetési időnek. Utoljára vettük fel a vizsgált faktorok közé a víztartalmat, mivel várhatóan ennek van a legnagyobb hatása a teherbírásra. A végleges regressziós fát a 9. ábra mutatja be. Ahogyan vártuk a víztartalom van legközelebb a fa gyökeréhez, és a teljes adathalmazt a 23%-os nedvességtartalomnál ($w\%$) vágja ketté száraz és nedves ágra. Ez nagyjából megfelel a talajcsoportok beállított kísérleti víztartalmi határainak is (lásd. 2. táblázat). A fa ezután a talajfajta szerint osztja tovább az adathalmazt, végül a pihentetési idő vagy újra a víztartalom hatása kerül előtérbe. Érdekesség, hogy a mészadagolás nagysága ($b\%$) csak a fa mélyebb szintjein (8-10) jelenik

meg. Ez felhívja figyelmet arra, hogy a mészadagolás nagyságát a várható nedvességtartalommal együtt célszerű meghatározni. A legnagyobb teherbírást közepes agyagtalajra az alábbi szabályok alapján kapjuk:

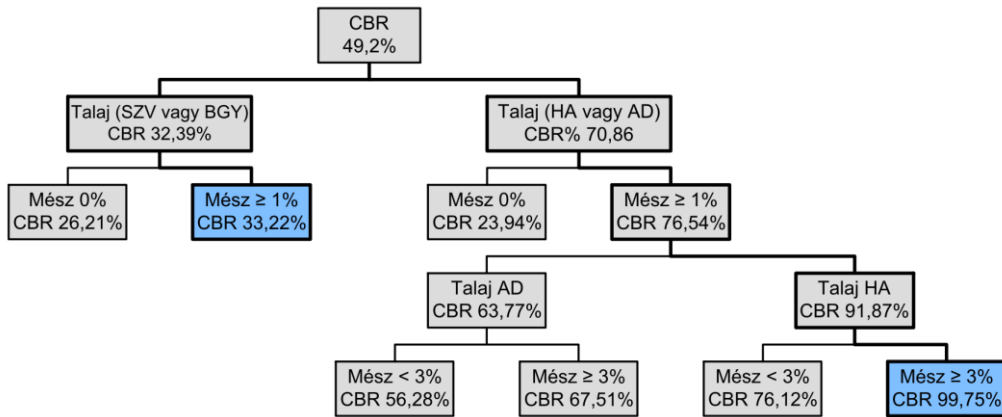
A $w\% < 23\%$ száraz ágon:

Ha $[(v\text{íz} \geq 10\% \text{ és } v\text{íz} < 17\%) \text{ ÉS } (m\text{ész} \geq 1\% \text{ és } m\text{ész} < 5\%) \text{ ÉS } (id\ddot{o} \geq 37h)]$

Akkor $CBR\% = 87,13$

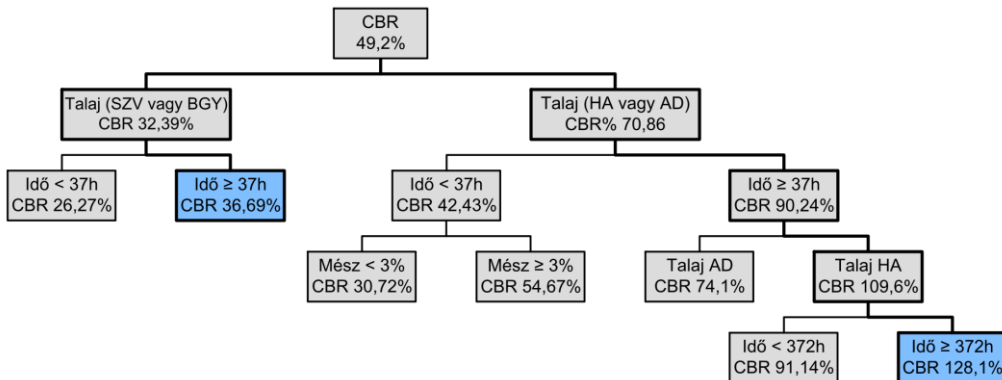
A $w\% \geq 23\%$ nedves ágon:

Ha $[(id\ddot{o} \geq 372h) \text{ ÉS } (m\text{ész} \geq 5\%)]$ Akkor $CBR\% = 32,23$



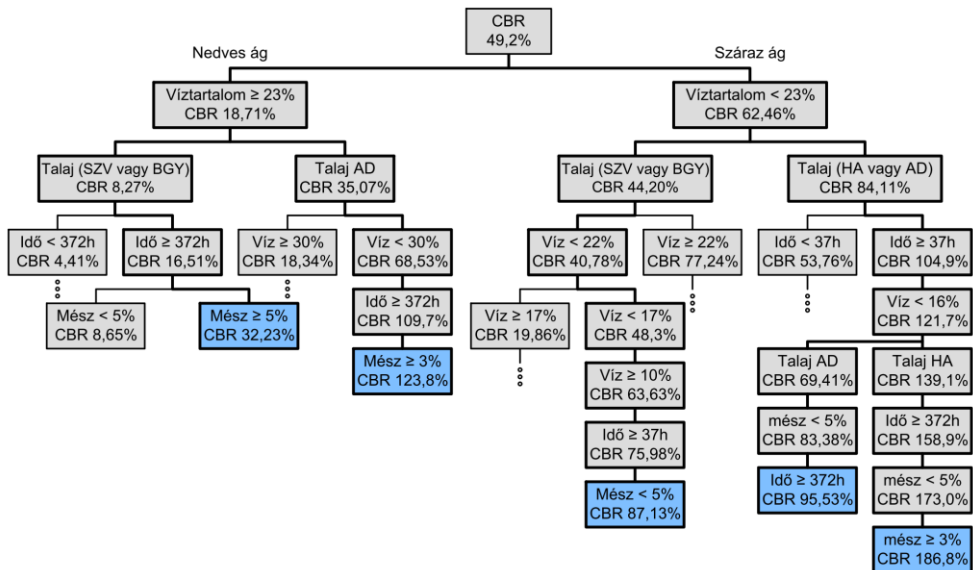
7. ábra: A talajtípus és mészadagolás hatása.

Figure 7: The effect of soil type and lime dosage (b%) on the bearing capacity.



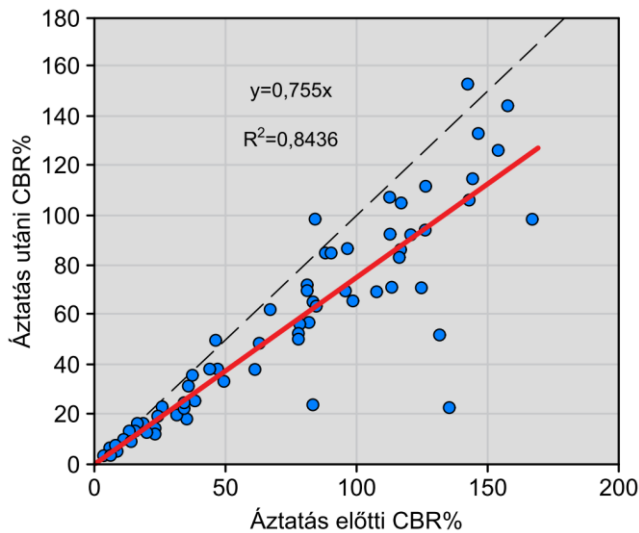
8. ábra: A talajtípus, pihentetési idő és mészadagolás hatása.

Figure 8: The effect of soil type, curing time and lime dosage (b%) on the bearing capacity.



9. ábra: A talajtípus, pihentetési idő, víztartalom és mészadagolás hatása.

Figure 9: The effect of soil type, curing time, water content (w%) and lime dosage (b%) on the.



10. ábra: Az áztatás előtt és után mért CBR% értékek viszonya egymáshoz.

Figure 10: Interrelation of the measured CBR% before and after soaking the soil samples.

A száraz ágon csak egy szűk nedvesség tartományon (10%-17%) belül érhető el a legnagyobb teherbírásérték, így ezt teherbírás szempontjából optimális víztartalomnak tekinthetjük. Ez az érték egyébként közel esik a tömörítés szempontjából kedvező optimális nedvességtartalom (W_{opt}) értékéhez is (lásd. 1. táblázat). A mész hatása a teherbírásra már kis

adagolásban és rövid pihentetési idő után is jól látható. A nedves ágon már jelentős mészadagolásra (min. 5%) és pihentetési időre (min. 2 hét) van szükség a maximális teherbírás eléréshez. A legnagyobb teherbírást iszapos homokliszt talajra az alábbi szabályok alapján kapjuk:

A $w\% < 23\%$ száraz ágon:

Ha [(víz < 16%) ÉS (talaj = HA) ÉS (idő \geq 372h) ÉS (5% > mész \geq 3%)]

Akkor CBR% = 186,77

Ha [(víz < 16%) ÉS (talaj = SZV) ÉS (mész < 5%) ÉS (idő \geq 372h)]

Akkor CBR% = 95,53

A $w\% \geq 23\%$ nedves ágon:

Ha [(víz < 30%) ÉS (talaj = SZV) ÉS (mész \geq 3%) ÉS (idő \geq 372h)]

Akkor CBR% = 123,83

Iszapos homokliszt talajoknál a 23%-os nedveségtartalom már nagyon magas, tulajdonképpen a kísérleti beállítások maximumát jelenti. Ezért itt nem érdemes külön tárgyalni a száraz és nedves ágat. A teherbírást 3% és 5% mészadagolás között érdemes megválasztani, egy szűk 12% (W_{opt}) és 16% nedveségtartalom tartomány mellett.

A nemzetközi és hazai szakirodalom (Tárczy 2007) szerint a nagyobb kötöttségű talajok $I_p \geq 15\%$ esetén a meszes kezeléstől intenzív, míg a kevésbé kötött talajok $10\% \leq I_p \leq 15\%$ értékek között csak mérsékelt teherbírásnövekedést mutatnak.



11. ábra: „Adony” talaj áztatás után, bal oldalon kezeletlen, jobb oldalon 4% mésszel kezelt minta.
Figure 11: Soil sample from Adony after soaking. Untreated (l) and 4% lime treated (r) sample.

Bár ez a megállapítás általánosan igaz, mi kísérleteinkben ezzel szemben a legnagyobb CBR-értékeket a kevésbé kötött iszapos homokliszt talajok mutatták. Ez felhívja a figyelmet arra, hogy a plasztikus index vagy szemeloszlás alapján nem mindig lehet a megfelelő kötőanyag típust meghatározni, ezért a jövőben a többi talajfizikai jellemzőre is nagyobb figyelmet kell fordítani, például agyagásvány tartalom meghatározása metilén-kék teszttel.

A mézstabilizációt befolyásoló faktorok fontosságát, a véletlen erdő módszer segítségével számszerűsítettük. A faktorok közül a nedveségtartalom hatása a legerősebb (65%), majd a pihentetési idő (25%), végül az adagolt méz mennyisége következik (10%). Az első két hatás együtt átlagosan 90%-os mértékben, míg a mézadagolás mennyisége csak 10%-os mértékben tudja befolyásolni a várható teherbírást. Ez azt is jelenti, hogy stabilizáció tervezésekor és építéskor, elsősorban a víztartalom beállításra kell nagy hangsúlyt fektetni.

A mésszel kezelt próbatestek vízérzékenységét és egyben teherbírást tartósságát 4 napos áztatással vizsgáltuk. Az eredmények egyértelműen igazolták a mézstabilizáció vízérzékenységre gyakorolt kedvező hatását. A természetes állapotukban kimondottan vízérzékeny talajok a mézstabilizáció hatására vízérzéketlenné válnak, és – megfelelő tömörítés esetén – teherbírást csak kis mértékben csökken. A kezeletlen próbatestek az áztatás hatására teherbírást gyakorlatilag teljesen elvesztették, telítette váltak, így a CBR érték meghatározása bizonytalanra vált; CBR% = 1 és CBR% = 5 közötti értékeket kaptunk.

A mésszel kezelt próbatestek áztatás utáni CBR% értékét befolyásoló faktorok közötti kapcsolatok erősségére korrelációs mátrixot készítettünk. A legerősebb 95%-os kapcsolat az áztatás előtti és utáni CBR% között volt. A többi változó erőssége, mint a víztartalom (25%) és mézadagolás (6%) jóval kisebbre adódott. A mésszel kezelt talajminták áztatás előtti és utáni CBR értékeit grafikusán a 10. ábra mutatja be. Az adathalmazra illesztett lineáris modell alapján viszonylag jól becsülhető a hosszútávú teherbírást. Az eredmények alapján közel 25%-os csökkenésre számíthatunk.

Az áztatás közben a minták alakváltozását elmozdulásmérő órákkal próbáltuk meg mérni, de táblázatos formában közölhető, megbízható adatsort nem tudunk közölni. Megfigyeléseink alapján kijelenthető, hogy míg a természetes állapotú talajok az elárasztás hatására jelentős alakváltozást szenvedtek (10–30 mm) duzzadtak, addig a mésszel kezelt minták alakváltozása elhanyagolható mértékű (1–2 mm) volt. A 11. ábra az „Adony” talaj kezeletlen és 4% mésszel kezelt próbatestét mutatja be, a négy napos elárasztást követően.

ÖSSZEFOGLALÁS ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A kísérletsorozat kimutatta, hogy a vizsgálatba bevont talajok alkalmasak mézstabilizációs rétegek építéséhez. A vizsgált talajok viszonylag széles kötöttségi tartományt reprezentáltak, az adonyi lösztalajtól ($I_p=6\%$) a bánokszentgyörgyi közepesen kötött agyagtalajig ($I_p=29\%$). A vizsgált talajokhoz hasonló tulajdonságú talajok Magyarország jelentős részén előfordulnak, ezért a mézstabilizációs technológiát számos helyen előnyösen lehet alkalmazni.

A kezeletlen talaj, illetve a különböző mézadagolással kezelt keverékek teherbírásának jellemzésére alapvetően a CBR-eljárás alkalmazását javasoljuk.

A CBR értékek feldolgozásánál célszerűnek látszik a teherbírási adatokat a víztartalom, az idő és a mézadagolás függvényében vizsgálni. Nagyobb mintaszám esetén pedig az



adatok elemzésére jól felhasználható a regressziós fa módszere. Segítségével olyan szabályokat fogalmazhatunk meg, ami a gyakorlat számára is jól hasznosíthatók. Folyamatos adatgyűjtés mellett a talajfizikai jellemzők közötti kapcsolatok felderítésére is alkalmazható.

A mésztabilizációval elérhető maximális CBR% teherbírást az optimális víztartalom környezetében lehet elérni, így ez felhívja a figyelmet a beépítési víztartalom jelentőségére. A tapasztaltak szerint a száraz ágon készült stabilizációk tartóssága rosszabb, mint az optimális víztartalomnál vagy a nedves ágon készült keverékeknek. Ezért építéskor különösen oda kell figyelni az építési víztartalomra. Ha szükséges, a többlet vizet biztosítani kell. A nedves ágon a víztartalom növekedés jobban befolyásolja a teherbírást, mint a mészadagolás mennyisége, így túlzottan elnedvesedett talajok esetében előszáritást kell végezni, akár néhány % mész előzetes bekeverésével a megfelelő talajstabilizáció létrehozása érdekében.

A vizsgálatba bevont talajok esetén a száraz ágon, alacsonyabb mészadagolást 3% és 5% között célszerű megválasztani, azonban agyagok esetében ekkor is figyelemmel kell lenni a pH-görbéből adódó minimum mézsmennyiségre. A közepes agyagtalajok esetén a nedves ágon a minimálisan szükséges mészadagolás $\geq 5\%$, míg iszapos homokliszt talajoknál $\geq 3\%$. A meszes stabilizációk teherbírását minimum 14 nap után javasolt először vizsgálni a kísérletek alapján.

A kezeletlen és kezelt minták elárasztásával, majd az alakváltozás és teherbírást mérésével igazolható, hogy a mésszel kezelt talajok vízérzékenysége jelentősen lecsökken, de ez nem jelenti azt, hogy teljesen érzéketlenné válnának. A hatékony víztartalom tartományt átlépve a stabilizációk már nem feltétlenül hozhatók létre, ilyenkor előszáritással célszerű a víztartalmat a stabilizáláshoz megfelelőre beállítani. Bár a megfelelő minőségben elkészülő stabilizációk elnedvesedéssel szemben ellenállóak, az utak víztelenítése céljából minden esetben szükséges a körültekintően megtervezett vízvezető rendszerről is gondoskodni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmányban bemutatott laboratórium munkához a négy különféle talajt, és a kezeletlen talajminták alapvizsgálatait a TLI Zrt. végezte 2008-ban Roszik Gábor főmérnök irányítása mellett. A meszes stabilizációs kísérleteket a Soproni Egyetem Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézete a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Geotechnikai Tanszékével közösen hajtotta végre, Markó Gergely (SoE) és Szendefy János (BME) vezetésével. Köszönet illeti Szabó Melindát és Balázs Lászlót a laboratóriumi munkákban nyújtott segítségükért. A kutatást és annak végrehajtását a Carmeuse Hungária Kft. finanszírozta.

A 2008-ban elvégzett laborvizsgálatok adatsorainak feldolgozása a "Soproni Egyetem Struktúraváltási Terve" - 32388-2/2017 INTFIN sz. projekt keretében az Emberi Erőforrások Minisztériuma támogatásával valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

- Bodon F. 2010: Adatbányászati algoritmusok. Jegyzet. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest.
- Breiman L. 2001: Random Forests. *Machine Learning* 45(1): 5–32. DOI: [10/d8ziwg](https://doi.org/10/d8ziwg)
- Cornides G., Szilágyi J. & Nagy S. 1961: Kohósalak és mészkő alkalmazása a simonfa-töröcskei erdei út építéséhez. *Az erdő* 10(6): 244–248.
- Diamond S. & Kinter E.B. 1965: Mechanisms of soil-lime stabilization. *Highway Research Record* 92: 83–102.
- Fehér T. 2006: A prediktív hatékonyság növelése regressziós fa algoritmussal. In: XI. Fiala Műszakiak Tudományos Ülésszaka, 111–114. Kolozsvár.
- Güllü H. 2014: Factorial Experimental Approach for Effective Dosage Rate of Stabilizer: Application for Fine-Grained Soil Treated with Bottom Ash. *Soils and Foundations* 54(3): 462–477. DOI: [10/f5966d](https://doi.org/10/f5966d)
- Han J. & Kamber M. 2004: Adatbányászat - Konceptiók és technikák. Panem Kiadó, Budapest.
- James G., Witten D., Hastie T. & Tibshirani R. 2013: An Introduction to Statistical Learning: With Applications in R. Part of the Springer Texts in Statistics book series (STS, volume 103). Springer, New York. DOI: [10.1007/978-1-4614-7138-7](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7138-7)
- Kézdi Á. 1967: Stabilizált földutak. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kézdi Á. 1979: Talajmechanika II. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Kosztka M. 2004: Agyagtalajok stabilizálhatósága mésszel. Kutatási jelentés. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőfeltárás Tanszék, Sopron.
- Ogundipe O.M. 2014: Strength and Compaction Characteristics of Bitumen-Stabilized Granular Soil. *International Journal of Scientific and Technology Research* 3(9): 218–21.
- Pankotai G. & Herpay I. 1965: Erdészeti szállítástan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Saitoh S., Suzuki Y. & Shirai K. 1985: Hardening of Soil Improvement by Deep Mixing Method. In Proceedings of the 11th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering 3, Helsinki, Finland, 947–950.
- Stocker P.T. 1972: Diffusion and diffuse cementation in lime and cement stabilized clayey soils. Australian Road Research Board Special Report 8, Melbourne.
- Szendefy J. 2009: A hazai talajok szerkezetének és teherbírásának változása meszes talajstabilizáció hatására. PhD értekezés. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, Budapest.
- Szendefy J. & Vámos M. 2014: A mésszel stabilizált talajok teherbírásának tartóssága, fagyállósága. *Útügyi lapok* 2(11).
- Tan Y., Hu M. & Li D. 2016: Effects of Agglomerate Size on California Bearing Ratio of Lime Treated Lateritic Soils. *International Journal of Sustainable Built Environment* 5(1): 168–175. DOI: [10/gfbxzd](https://doi.org/10/gfbxzd)
- Tárczy L. 2007: Meszes talajkezelés. *Közúti és mélyépítési szemle* 57(2): 26–28.
- Terrel R.L., Epps J.A., Barenberg E.J., Mitchell J.K. & Thompson M.R. 1979: Soil Stabilization in Pavement Structures, a User's Manual, Volume 1: Pavement Design and Construction Considerations. U.S. Department of Transportation.
- Yang H. 2012: Experimental Study on Mechanical Property of Soil-Cement. In: 2nd International Conference on Electronic & Mechanical Engineering and Information Technology, Atlantis Press. DOI: [10.2991/emeit.2012.168](https://doi.org/10.2991/emeit.2012.168)
- Yeh I.-C. 1998: Modeling of Strength of High-Performance Concrete Using Artificial Neural Networks. *Cement and Concrete Research* 28(12): 1797–1808. DOI: [10/dxm5c2](https://doi.org/10/dxm5c2)

Érkezett: 2019. március 14.

Közlésre elfogadva: 2019. november 15.



Ágnak látszani

A kripszis („láthatatlanná” válni a környezetbe való beolvadás révén) a rovarok túlélési harcának egyik alapvető „fegyverneme”. Egyes araszoló lepkék hernyóinak águtánczása ennek talán a legismertebb trükkje. A képen látható foltos holdasaraszoló (*Selenia lunularia*) hernyója a nappal (amikor fő ragadozói, a rovarevő énekesmadarak aktívak) nagy részét mozdulatlanul, magát száraz ágcsomknak mutatva tölti. Ezt nem csak „hasizomból” teszi, hanem egy vékony selyemszállal „kipányvázza” magát, hogy minél inkább mozdulatlan maradjon, és az utána kutató madarak figyelmét így a legkevésbé se keltse fel.

Fotó és szöveg: Csóka György (SOE)

Az Acta Silvatica et Lignaria Hungarica legutóbbi köteteiben megjelent tanulmányok címei és kivonatai

Az Erdészettudományi Közlemények és az Acta Silvatica et Lignaria Hungarica (ASLH) kölcsönösen közlik a másik folyóirat legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címeit és kivonatait. Ehelyütt az ASLH 15. évfolyam 1-2. kötetének tartalmát mutatjuk be a megjelent írások címével és absztraktjával. A közlemények teljes terjedelmükben elérhetők és letölthetők a <http://aslh.nyme.hu> honlapról.

Acta Silvatica et Lignaria Hungarica Vol. 15, Nr. 1

9-21. oldal: **Erdőtűz kockázat becslése távérzékelési és GIS technikák segítségével északnyugat Algériában** – *Abdelkader Benguerai, Khéloufi Benabdeli és Abdelkader Harizia*

Minden évben több mint 20.000 hektár erdő pusztul el Algériában. A tüzek jelentős személyi-, környezeti-, anyagi- és gazdasági károkat okozhatnak. A geometerek kiegészítő eszközök lehetnek a tűzveszély megelőzésében és kezelésében alkalmazott hagyományos módszerekkel. Célunk, hogy a Földrajzi Információs Rendszert (GIS) és a távérzékelést használjuk egy Zalamta erdei tűzveszélytérkép kifejlesztésére, amely délkeleti Mascara tartományban található Algériában. Az alkalmazott módszertan egy empirikus modell, amely három paramétert tartalmaz, amelyek szabályozzák a tűz viselkedését: a talaj topo-morfológiáját, a növényvédő anyag éghetőségét és az emberi tevékenységet. A kapott eredmények értékes kartográfiai támogatást jelentenek az erdőtüzek kezelésében és megelőzésében, valamint a döntéshozatalban.

23-34. oldal: **Őrölt és hőkezelt nyárfa kéregből készültek hőszigetelő panelek** – *Pásztor Zoltán, Tsalagkas Dimitrios, Horváth Norbert és Börcsök Zoltán*

A kéreg aprítékot szárítás céljából lassan melegítettük 180 °C-ra, majd ezen a hőmérsékleten 1, 2, illetve 3 órán át hőkezeltük. Az elkészült panelek egyes fizikai és mechanikai tulajdonságait a kontrol, kezeletlen anyagból készült panelek tulajdonságaival vetettük össze. A panelek hővezetése kis szórást mutatott: 0,064-0,067 W·m⁻¹·K⁻¹ értékek között. A hajlító szilárdság (MOR) és a rugalmassági modulusz (MOE) jelentősen (100%-kal) növekedett. A belső kötés (IB) 27%-kal növekedett, míg a vízfelvétel és a vastagsági dagadás 53,8, illetve 69,1%-kal csökkent. A panelek sűrűsége nem változott számottevően, mivel mindig ugyanaz

volt a célsűrűség. Összességében a fizikai és mechanikai tulajdonságok kedvezően változtak a hőkezelés hatására.

35-45. oldal: **A faházak finanszírozási módszerei Brazíliában** – *Victor De Araujo, Francisco De Araujo, Maristela Gava és José Garcia*

A tanulmány a faházak finanszírozására szolgáló állami és magán ingatlanhitelek meglétét és részeseledését vizsgálja Brazíliában. Az elemzés a brazil faház-gyártókkal folytatott személyes interjúk alapján készült. A felmérési módszerben félig strukturált kérdőíveket alkalmaztunk az ágazat szektorális megközelítése érdekében. A vizsgálat két fő kérdését a faházak teljes finanszírozásához való hozzáférés és az építőanyagok megszerzéséhez nyújtott hitelek képezték. Körülbelül 107 gyártót értékeltünk ki minden ágazatból. A vizsgált vállalatok fele teljes lakásfinanszírozást kínál, és egyidejűleg a legtöbb hitel még mindig magánbankokból származik. A faanyagú építmények finanszírozásának leggyakoribb módját a nyersanyagokra vonatkozó hitelek jelentik, annak ellenére, hogy ennek a hitelformának alacsonyabb a gazdasági értéke más, teljesebb pénzügyi lehetőségekhez képest. Az állami bankok gyakrabban nyújtanak részleges hitelt az alacsonyabb kamatlábak és a kevesebb megszorító tényező miatt, mint amilyen például az építési vállalkozások kockázataira vonatkozó biztosítási követelmények mellőzése. A teljes finanszírozás elérése a piac stimulálható.

47-52. oldal: **A gyéritések hatása az akácállományok (*Robinia pseudoacacia* L.) fatermés- és értékváltozására: esettanulmány** – *Rédei Károly, Keserű Zsolt, Rásó János és Gál János*

Az akácállományok (*Robinia pseudoacacia* L.) gyéritésével kapcsolatos magyarországi kísérletek hosszú időszakra nyúlnak vissza. Ezen állományalkotó fafajnak meghatározó gazdasági jelentősége van az ország faanyag ellátásában. Jelen dolgozat a gyéritések hatását két aspektusból, a fatermés és a minőség vonatkozásában elemzi. Az esettanulmány azt igazolja, hogy akácállományokban gyéritésekkel a korszaki összes fatermés nem, a törzsmínőséget kifejező jelzőszám viszont 11-24%-al is növelhető.

Vol. 15, Nr. 2

55-68. oldal: **Szántóföldi növénytermesztés környezeti életciklus elemzése** – *Polgár András, Kovács Zoltán, Elekné Fodor Veronika és Bidló András*

A környezeti életciklus-elemzést (LCA) fenntarthatósági, döntéstámogató környezetmenedzsment eszköznek fejlesztették ki. Az LCA alkalmazása az agrárszektorban mind a külső (összehasonlító), mind a belső (hatékonyságnövelő) előnyök elérése érdekében is prioritás. Mivel a

termékek és folyamatok életciklus elemzését nagy érdeklődés övezi, ezért e módszer mezőgazdasági alkalmazásának mindenképpen el kell terjednie. Kutatásunkban a hazai szántóföldi növénytermesztési technológiák (kukorica, napraforgó, lucerna, kalászosok, repce) összehasonlító környezeti életciklus-elemzésére vállalkoztunk (területi megközelítésben: környezeti adatok 1 ha-ra vetítve és mennyiségi megközelítésben: környezeti adatok 1 t-ra vetítve). Előállítottuk a szántóföldi növénytermesztési technológiák környezeti leltáradatbázisát, felépítettük az életciklus modelleket és elvégeztük a hatásértékelést. A technológiák környezeti rangsorát is felállítottuk. A hatásértelmezés során a kapott értékeket rövid vágásfordulójú energiaültetvényeknél tapasztalt értékekkel hasonlítottuk össze hatáskategóriánként. Kiemelt figyelmet fordítottunk a szénlábnyom elemzésére. Az eredmények ismerete segíti a szántóföldi növénytermesztési technológiák esetén a környezeti hatások, a klímakockázatok és a klímaváltozásban betöltött szerep helyesebb identifikálását is. Ez segítheti a környezet érzékenységéhez illeszkedő megfelelő technológiák kiválasztását is.

69-84. oldal: **Az érdekelt felek elemzése az Ukrán Kárpátok mesterségesen létrehozott norvég lucfenyő (*Picea abies* (L.) Karst.) erdeinek átalakításához** – *Oksana Pelyuk és Alessandro Paletto*

Az érdekelt felek elemzése kulcsfontosságú lépés az összes érdekcsoport tartamos erdőgazdálkodásba való bevonásának folyamatában. A tanulmány célja a mesterségesen létrehozott norvég lucfenyő (*Picea abies* (L.) Karst.) állomány átalakításában részt vevő érintettek azonosítására és osztályozására kifejlesztett módszer bemutatása. A módszer kérdőíves felmérésen alapul, és három szakaszra tagolódik: (1) az érdekelt felek azonosítása; (2) az érdekelt felek analitikus jellemzése; és (3) az érdekelt felek összesítése. Az érdekelt feleket érdekeltségi szintjük és jelentőségük alapján osztályozzuk, miközben figyelembe vesszük a közöttük fennálló kapcsolatokat (közösségi hálózatok elemzése). Az érdekelt felek elemzését az Ukrán Kárpátokban alkalmazzák, amelyet az erdészeti erőforrásoktól való kulturális és gazdasági függőség jellemez. Az eredmények hét „támogatót” és hat „ellenzőt”, valamint három kulcsfontosságú és négy elsődleges érdekelt felet emelnek ki. Javasoljuk, hogy mindegyik homogén csoportból legfeljebb három érdekelt felet vonjanak be az érdekeltek közreműködésének kiegyensúlyozása és az erdő átalakításáról szóló döntéshozatali folyamat demokratizálásának elősegítése érdekében.

85-97. oldal: **Fakéreg antioxidáns tulajdonságainak felmérése kombinált többmódszeres kiértékeléssel** – *Tálos-Nebhaj Esztella, Albert Levente, Visi-Rajczai Eszter és Hofmann Tamás*

Az erdei fakitermelés során jelentős mennyiségű kéreg melléktermék keletkezik, mely nagy mennyiségben tartalmazhat kivonható és hasznosítható antioxidánsokat. A jelen cikkben kiválasztott magyarországi erdei fafajok (fehér nyár (*Populus alba* L.), akác (*Robinia pseudoacacia* L.), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* Liebl.), fekete nyár (*Populus nigra* L.),

közönséges nyír (*Betula pendula* Roth), európai vörösfenyő (*Larix decidua* Mill.), erdeifenyő (*Pinus sylvestris* L.), vadcsereesznye (*Prunus avium* L.), közönséges gyertyán (*Carpinus betulus* L.) és a szelídgesztenye (*Castanea sativa* Mill.) kérgének antioxidáns tulajdonságait mértük fel és hasonlítottuk össze. Külön vizsgáltuk a külső- és a belső kéreg szöveteket. Az összes polifenol tartalmat (TPC) a Folin-Ciocalteu módszerrel, az antioxidáns kapacitást a FRAP (vas(III)-ion redukálóképessége) a DPPH (2,2-difenil-1-pikrilhidrazil-gyök közömbösítése) valamint az ABTS (2,2'-azino-bisz(3-etilbenzotiazolin-6-szulfonsav gyök kation reakciója) módszerekkel vizsgáltuk. A minták „összesített” antioxidáns hatását egy pontrendszer segítségével értékeltük, amely kombinálta a FRAP, DPPH és ABTS módszerekkel kapott eredményeket. A TPC értékei nem mindig követték a FRAP, ABTS illetve DPPH értékeket, feltételezhetőleg a különböző mintaösszetételek, illetve a módszerek eltérő szelektivitása miatt. A bemutatott kiértékelő módszer alkalmas volt a kéregminták antioxidáns tulajdonságainak összehasonlító elemzésére. A pontszámok alapján a legtöbb faj esetében a belső kéreg magasabb antioxidáns tartalommal rendelkezett, mint a külső kéreg, kivéve az akác, fekete- és fehér nyár, vörösfenyő és a szelídgesztenye. A legmagasabb antioxidáns tartalmat a vadcsereesznye belső kérgében és a szelídgesztenye külső kérgében mértük. Az összességében legalacsonyabb pontszámokkal jellemzett fajok az akác és a feketenyár voltak.

