



Erdészettudományi Közlemények

3. évfolyam 1. szám

2013

Az Erdészeti Tudományos Intézet és a Nyugat-magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Karának tudományos lapja





Királyréti lékek

Az Ipoly Erdő Zrt. Királyréti Erdészete a folyamatos erdőborítás fenntartását/kialakítását szolgáló gazdálkodást folytat üzemi léptékben. A képen a folyamat első lépésében nyitott, átlagosan egy fahossznyi átmérőjű lékek láthatóak.

Fotó: Interspect Kft.

Szöveg: Standovár Tibor

Erdészettudományi Közlemények

3. évfolyam 1. szám



2013

Főszerkesztő:

Csóka György (ERTI)

Helyettes főszerkesztő:

Lakatos Ferenc (NYME EMK)

A szerkesztőbizottság társelnökei:

Borovics Attila (ERTI) és Náhlik András (NYME EMK)

A szerkesztőbizottság tagjai:

Albert Levente (NYME EMK)

Duska József (BNP)

Führer Ernő (ERTI)

Gőbölös Péter (Gyulaj ZRt)

Gribovszki Zoltán (NYME EMK)

Kolozs László (MGSZH EI)

Kovács Gábor (NYME EMK)

Sárvári János (MEGOSZ)

Szabados Ildikó (ERTI)

Szepesi András (VM)

Felelős kiadó:

Borovics Attila

Erdészeti Tudományos Intézet

9600 Sárvár, Várkerület 30/A

Címlapterv:

Griffes Grafikai Stúdió

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

www.griffes.hu

Címlapkép:

Timberjack 111C típusú kihordó munka közben (© Horváth Attila)

ISSN 2062-6711

Nyomdai munkák:

Agroinform Kiadó és Nyomda Kft.

1149 Budapest, Angol u. 34.

Ügyvezető igazgató: *Bolyki Etelka*

Felelős vezető: *Stekler Mária*

www.agroinform.com

2013/64

TARTALOMJEGYZÉK

<i>Tóth János Attila:</i>		
40 éve az ökológiai kutatás szolgálatában: a Síkfőkút Project		7–19
<i>Bordács Sándor, Nagy László, Pintér Beáta, Bach István, Borovics Attila, Kottek Péter, Szepesi András, Fekete Zoltán, Wisnovszky Károly és Mátyás Csaba:</i>		
Az erdészeti genetikai erőforrások állapota és szerepe a XXI. század elején Magyarországon		21–37
<i>Czúcz Bálint, Gálhidy László és Mátyás Csaba:</i>		
A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa		39–53
<i>Kovács Bence, Kelemen Kristóf, Ruff János és Standovár Tibor:</i>		
Üzemi léptékben alkalmazott átalakító üzemmód lékes felújításának tapasztalatai a Királyréti Erdészet területén		55–70
<i>Kollár Tamás:</i>		
Lékek fényviszonyainak vizsgálata hemiszférikus fényképek segítségével		71–78
<i>Zagyvainé Kiss Katalin Anita, Kalicz Péter és Gribovszki Zoltán:</i>		
Az erdei avar tömege és víztartó képessége közötti összefüggés		79–88
<i>Rédei Károly, Csiha Imre, Keserű Zsolt, Rásó János és Kamandiné Végh Ágnes:</i>		
Mikroszaporított akácklónok fiatalkori értékelése homoki termőhelyeken		89–95
<i>Horváth Attila László, Szakálosné Mátyás Katalin és Horváth Béla:</i>		
Fakitermelés lombos állományokban többműveletes fakitermelő gépek alkalmazásával		97–110
<i>Csépányi Péter:</i>		
Az örökerdő elvek szerinti és a hagyományos bükkgazdálkodás ökonómiai elemzése és összehasonlítása		111–124
<i>Marosi György, Dauner Márton és Juhász István:</i>		
Az állami tulajdonú erdők természeti járadéka mint a vagyongazdálkodási díj lehetséges alapja		125–135
<i>Csanády Viktória:</i>		
Erdészeti adathalmazok elemzése új függvényvel		137–145
<i>Király Gergely, Trávníček, Bohumil és Žila, Vojtěch:</i>		
A szeder (<i>Rubus L.</i>) nemzetség modern taxonómiai koncepciója		147–156
<i>Szűcs Péter és Bidló András:</i>		
Bükkös és lucos állományok mohaközösségeinek összehasonlítása a Soproni-hegységben		157–166

<i>Baltazár, Tivadar, Varga Ildikó, Pejchal, Miloš és Poczai Péter:</i>	
A fehér fagyöngy gazdanövényköre és előfordulása néhány közép-európai országban	167–177
<i>Folcz Ádám, Börcsök Zoltán, Dima Bálint és Frank Norbert:</i>	
A Soproni-hegység bazídiumos nagygombáinak erdészeti szempontú vizsgálata	179–194
<i>Andrési Dániel:</i>	
Madárökológiai vizsgálatok az ásosthalmi Tanulmányi erdőben	195–204
<i>Winkler Dániel András, Németh Tamás Márton és Traser György Nándor:</i>	
Jellegzetes finnországi erdőtársulások ugróvillásközösségeinek vizsgálata	205–214
<i>Varga Szabolcs és Molnár Miklós:</i>	
A májusi és az erdei cserebogár, valamint az ellenük való védekezési lehetőségek	215–227
<i>Horváth Bálint:</i>	
Különböző erdőállományok diverzitásának összehasonlítása az éjszakai nagylepke közösségek alapján (Lepidoptera: Macroheterocera) fénycsapdák alkalmazásával	229–237
<i>Pintérmé Nagy Edit:</i>	
Különböző fényforrások hatásának vizsgálata a rovarokra eltérő megvilágítottágú területeken Jermy-típusú fénycsapdával	239–249
<i>Szócs Levente, Melika George és Csóka György:</i>	
A adatok a hazai tölgyeken előforduló levélaknázók parazitoid együtteseinek ismeretéhez	251–259
<i>Náhlík András, Sándor Gyula és Tari Tamás:</i>	
A vaddisznó (<i>Sus scrofa</i>) szaporulatának alakulása egy szabadterületi populációban	261–269
Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 8. kötetében megjelent tanulmányok címei és kivonatai	271–275

CONTENTS

<i>János Attila Tóth:</i>		
40 years in a forest ecological research: The Sikfőkút Project		7–19
<i>Sándor Bordács, László Nagy, Beáta Pintér, István Bach, Attila Borovics, Péter Kottek, András Szepesi, Zoltán Fekete, Károly Wisnovszky and Csaba Mátyás:</i>		
State of Hungary's forest genetic resources, 2010–11		21–37
<i>Bálint Czúcz, László Gálhidy and Csaba Mátyás:</i>		
Present and forecasted distribution of beech and sessile oak at the xeric climatic limits in Central Europe		39–53
<i>Bence Kovács, Kristóf Kelemen, János Ruff and Tibor Standovár:</i>		
Experience of large-scale conversion from even-aged to continuous cover forestry by gap-cutting in the Királyrét Forest Directorate		55–70
<i>Tamás Kollár:</i>		
Determining gap size with the aid of hemispherical photography		71–78
<i>Katalin Anita Zagyvainé Kiss, Péter Kalicz and Zoltán Gribovszki:</i>		
Dry weight-dependence of water capacity of the forest litter		79–88
<i>Károly Rédei, Imre Csiha, Zsolt Keserű, János Rásó and Ágnes Kamandiné Végh:</i>		
Juvenile evaluation of micropropagated black locust (<i>Robinia pseudoacacia</i> L.) clones under sandy soil conditions		89–95
<i>Attila László Horváth, Katalin Szakálosné Mátyás and Béla Horváth:</i>		
Harvesting in hardwood stands with application of multi-operational logging machines		97–110
<i>Péter Csépanyi:</i>		
Economic analysis of the continuous cover forest management in beech stands in comparison to the traditional rotation system		111–124
<i>György Marosi, Márton Dauner and István Juhász:</i>		
Annuity of state owned forests as a basis for trusteeship fee		125–135
<i>Viktória Csanády:</i>		
A new function for analysis of datasets		137–145
<i>Gergely Király, Bohumil Trávníček and Vojtěch Žila:</i>		
Modern <i>Rubus</i> taxonomy		147–156

<i>Péter Szűcs and András Bidló:</i>	
Comparison of bryophyte communities in Norway spruce (<i>Picea abies</i>) and beech (<i>Fagus sylvatica</i>) forest stands in Sopron Hills (NW-Hungary)	157–166
<i>Tivadar Baltazár, Ildikó Varga, Miloš Pejchal and Péter Poczai:</i>	
The distribution and host plant range of European mistletoe (<i>Viscum album</i>) in some Central European countries	167–177
<i>Ádám Folcz, Zoltán Börcsök, Bálint Dima and Norbert Frank:</i>	
Macrofungi (Basidiomycota) investigations in the Sopron Hills (Western Hungary) from forestry point of view	179–194
<i>Dániel Andrési:</i>	
Ecological investigation of bird communities in the Tanulmányi Forest of Ásotthalom	195–204
<i>Dániel András Winkler, Tamás Márton Németh and György Nándor Traser:</i>	
Comparative study of Collembolan communities in different forest types of Finland	205–214
<i>Szabolcs Varga and Miklós Molnár:</i>	
The maybeetle and the forest cockchafer in Hungary, and possibilities for protection against the species	215–227
<i>Bálint Horváth:</i>	
Comparing diversity of nocturnal macrolepidoptera communities (Lepidoptera: Macroheterocera) in different forest stands using light traps	229–237
<i>Edit Pintérmé Nagy:</i>	
Research of various sources of light's effect on insects in different illuminated areas with Jermy-type light-trap	239–249
<i>Levente Szócs, George Melika and György Csóka:</i>	
Data on the parasitoid complexes of leaf mining insects on oaks	251–259
<i>András Náhlik, Gyula Sándor and Tamás Tari:</i>	
Birth rate and offspring survival in a free-ranging wild boar <i>Sus scrofa</i> population	261–269
Titles and abstracts of papers published in the 8th volume of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	271–275

40 ÉVE AZ ERDŐÖKOLÓGIAI KUTATÁS SZOLGÁLATÁBAN: A SÍKFŐKÚT PROJECT

Tóth János Attila

Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar

Kivonat

Jakucs Pál 1972-ben indította a Man and Biosphere (MAB) program keretében a Síkfőkút Project elnevezésű komplex bioszféra-kutatást egy hazai átlagos klímazonális cseres-tölgyes erdő hosszú távú ökológiai vizsgálatára. A 40 éves jubileum alkalmából a dolgozat áttekinti a hosszú távú ökológiai kutatás kialakulásának előzményeit, a kutatás célkitűzéseit, főbb korszakait, eredményeit, a projekt nemzetközi kapcsolatait és erdészeti jelentőségét.

Kulcsszavak: Síkfőkút Project, Jakucs Pál, tölgypusztulás, klímaváltozás, IBP, MAB, DIRT, LTER

40 YEARS IN A FOREST ECOLOGICAL RESEARCH: THE SÍKFŐKÚT PROJECT

Abstract

The Síkfőkút Project site was established in 1972 by Pál Jakucs as part of the Man and the Biosphere (MAB) program for long term ecological research in a typical Hungarian climazonal sessile oak – turkey oak forest. For the 40 year jubilee, this paper gives a summary and overview about its establishment, goals, facilities, results, international connections, and silvicultural importance.

Keywords: Síkfőkút Project, Jakucs Pál, oak decline, climate change, IBP, MAB, DIRT, LTER

BEVEZETÉS

Jakucs Pál akadémikus 40 éve, 1972-ben indította a „Man and Biosphere” (MAB) program keretében a Síkfőkút Project elnevezésű komplex bioszféra-kutatást egy klímazonális cseres-tölgyes (az Eger melletti Szőlőskei erdő) hosszú távú ökológiai vizsgálatára a KLTE Növénytani Tanszékén. 1979-től a kutatások szervezését és irányítását a Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszéke végzi.

A kutatás alapvető célkitűzése, hogy megismerje a cseres-tölgyes ökoszisztéma felépítését, működési, szabályozási folyamatait, időbeli változását. Az immár 40 éve tartó erdőökológiai alapkutatásba számos hazai és külföldi egyetemi tanszék, kutatóintézet kapcsolódott be. Túlzás nélkül állíthatjuk, hogy ilyen nagyszabású, szerteágazó, számos hazai és külföldi kutató részvételével folyó hosszú távú ökológiai kutatás sem azelőtt, sem azután nem született Magyarországon.



A kiépített infrastruktúra, a védett természetvédelmi terület ideális feltételeket nyújt a kutatás és az oktatás számára. A 40 év munkája eredményeként ismereteink jelentősen bővültek a cseres-tölgyes erdők struktúrájáról, biomasszájáról, produkciójáról, energiaáramlási és tápelem-eloszlási viszonyairól, időbeli változásairól. A cseres-tölgyesre vonatkozó erdőökológiai ismereteink legnagyobb része ezeknek a kutatásoknak köszönhető. Közlebb jutottunk az 1979-ben kezdődő és az 1990-es évek közepéig tartó tölgypusztulás okainak feltárásához, képet alkothattunk a klímaváltozás irányáról és hatásairól. A Síkfőkút Project 40 éves vizsgálati adatsorai önmagukban is felbecsülhetetlen tudományos értéket jelentenek, ezek a legrégebbi magyarországi cseres-tölgyesre vonatkozó hosszú távú adatsorok. Mindezek az ismeretek jelentős segítséget nyújtanak az erdőgazdasági, természet- és környezetvédelmi intézkedések tervezéséhez. A természetközeli erdő kiválóan alkalmas a globális változások, a klímaváltozás hatásainak tanulmányozására, de kontroll területeként szolgálhat az erdőművelési eljárások hatásainak vizsgálatára is. A Síkfőkút Project jelentősen hozzájárult a hosszú távú erdőökológiai alapkutatások elméletének és módszertanának a kidolgozásához.

A 40 éves jubileum alkalmából áttekintjük a hosszú távú ökológiai kutatás alapításának körülményeit, a kutatás célkitűzéseit, főbb korszakait, fontosabb kutatási eredményeit és jelentőségét.

A HOSSZÚ TÁVÚ KUTATÁS TERVE

A Síkfőkút Project végleges tervét 1972 augusztusában készítette el Jakucs Pál „Tölgyes ökoszisztéma időbeni komplex kutatása a természetestől a kultúrállapotig dombsági modellterületen (Síkfőkút Project)” címmel. A mindössze 6 oldalas kézirat röviden ismertette a téma közvetlen célkitűzését, a tölgyes ökoszisztéma és a kutatási hely kiválasztásának szempontjait, a központi modellterület kiépítésének alapelveit, a kutatás időbeli tervezését, kapcsolódását az országos bioszféra-tervekhez. A kutatási téma az MTA által irányított „Az ember és természeti környezetének (bioszféra) védelme” című főirányhoz kapcsolódott, a „Terresztris ökoszisztémák összehasonlító kutatása” című témacsoporton belül vették nyilvántartásba. A végleges terv tartalmazta a már beindult kutatások, illetve részvizsgálatok felsorolását is. Lényegében ennek a tervnek egy kibővített, részletesebb változatát publikálta később a Síkfőkút Project első közleményeként (Jakucs 1973).

A fenti tervnek elkészítette az angol nyelvű kéziratot változatát is: „Síkfőkút Project. Long-term complex study of an oak forest ecosystem on a hilly sample area in its actual (natural) state and after deforestation” címmel. A téma alcíme: „Environmental biological research programme planned by the Botanical Department of the L. Kossuth University, (Debrecen, Hungary) for 15–20 years”. Mint látható, itt már konkrétan is szerepel a „long-term”, azaz a hosszú távú kifejezés, sőt az alcímben a kutatás időtartama is fel van tüntetve. A Síkfőkút Project tehát a mai értelemben vett modern, hosszú távú ökológiai kutatásként a MAB-program keretében indult. Az irodalomban a Síkfőkút Projectet gyakran IBP-projektként említik (lásd pl. Kertész 2002), ez azonban téves, a projekt valójában nem az IBP-, hanem a MAB-program keretében jött létre (Jakucs 1973).

A tervben szerepel még a II. fázis, „a természetes ökoszisztéma állapot megszüntetése” (azaz az erdő letermelése), illetve a III. fázis, a kultúrtáj kialakítása. A tervnek ezek a szakaszai azonban nem valósultak meg, mivel fontosabb tudományos kérdések kerültek előtérbe (a tölgypusztulás okainak tisztázása, a klímaváltozás hatása stb.).

A KUTATÁSI TERÜLET KIJELÖLÉSE

A kutatási hely kiválasztását az alábbi szempontok szerint végezték (Jakucs 1973):

- A mintaterület erdője 60 év feletti nagyobb kiterjedésű homogén állomány legyen.
- Erdészetileg kevésbé kezelt természetközeli erdő legyen.
- A külső környezeti viszonyok homogén jellegűek legyenek, tehát minimális legyen pl. az expozíciós különbségek mértéke, ennek következtében lehetőleg ugyanaz a mezoklíma érvényesüljön az egész területen. Egyformán mély legyen a termőréteg, vagyis az alapkőzet hatása sehol se érvényesüljön közvetlenül.
- Gyakorlati szempontok (a jó megközelítés lehetősége, az elektromos áram odavezethetősége, közeli szálláslehetőség stb.).

A kutatási hely kiválasztása már 1970-ben megtörtént, a fenti feltételeknek leginkább az Egertől É-ÉK irányban 6 km-re, az Eger-Síkfőkút műút szőlőskei leágazásánál található 65 éves korú cseres-tölgyes erdőállomány (Szőlőskei erdő) felelt meg. A 63,76 ha-os tömb az Egererdő Zrt Egri Erdészetének 41-es tagja (helyrajzi száma: 0861). A terület földrajzi koordinátái: 47°55' N, 20°26' E, a tengerszint feletti magasság: 320–340 m (Jakucs 1985). A vizsgálati terület D-i irányban enyhén lejtő, 1000–2000 m széles háton fekszik, amelyet két oldalon lapos, gyenge vízfolyásos völgyek határolnak. Az erdő talaját részletesen Stefanovits (1985) tanulmányozta. Vizsgálatai szerint a területen az agyagos talajképző kőzeten kialakult agyagbemosódásos barna erdőtalaj jelentősen savanyú változatai találhatók, amelyek egymástól az avarból visszatérülő tápanyagok és tompítóanyagok mennyiségében térnek el. Könnyen oldható tápanyagtartalmuk kevés, és az időszakos levegőtlenesség is zavarja a kiegyenlített tápanyag- és vízgazdálkodást. A lombkoronaszint fafajai: *Quercus petraea*, *Quercus cerris*. A fontosabb cserjefajok: *Acer campestre*, *Acer tataricum*, *Cornus mas*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Euonymus verrucosus*, *Ligustrum vulgare* stb. A lágyszárú szint fontosabb tagjai: *Carex montana*, *Carex michelii*, *Dactylis polygama*, *Festuca heterophylla*, *Fragaria vesca*, *Lathyrus niger*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis* stb.

AZ INFRASTRUKTÚRA KIÉPÍTÉSE

A kutatási terület infrastrukturális kiépítése már 1971 decemberében megkezdődött a központi egyhektáros alpnégyzet kijelölésével, amihez az erdész kollégák nyújtottak segítséget. Az alpnégyzetben minden egyes fát számmal jelöltek, helyüket térképen rögzítették. Az alpnégyzet a lágyszárú-, a cserje- és a faszint fajainak és egyedszámainak időbeli változását teszik nyomon követhetővé. Ez alapján lehetőség nyílt az időközben elindult tölgypusztulás mértékének és ütemének a meghatározására, a klímaváltozás hatásainak tanulmányozására. Az itt kapott adatok vonatkoztatási alapot jelentenek a biomassza és a produkció egy hektárra történő átszámítására is.

1972 áprilisában történt az I. sz. faház felállítása. A faház öltözőként, melegedőként, illetve a szerszámok, anyagok elhelyezésére épült, szükség esetén néhány fő részére 1–2 napos szálláslehetőséget is biztosít. 1972 júniusában az avarprodukció mérésére a területre avargyűjtő ládákat és zsákokat helyeztek ki. 1973 márciusában került sor a 25 m magas műszertorony tervdokumentációjának bírálatára és a hatósági engedélyezés lefolytatására. A tornyot a kivitelezőtől 1973 októberében vették át. 1973 végén történt a II. sz. faház felállítása. Ez kisebb helyszíni laboratóriumi mérésekre szolgált, itt helyezték el később a 80 csatornás adatgyűjtőt és a hozzá tartozó nyomtató berendezést is (lásd lentebb).

A meteorológiai méréseket a Síkfőkút Project keretében 1972–1997 között a KLTE Meteorológiai Tanszék munkatársai végezték Nagy Lajos tudományos munkatárs vezetésével.



A meteorológiai adatgyűjtés már a kísérleti terület kiépítésével egyidejűleg megkezdődött. Kezdetben, 1974 közepéig, a léghőmérsékletet és a relatív páratartalmat a kutatási terület középpontjától keletre, kb. 400 m-re a szőlőskei erdészház melletti erdőtlen, lapos völgytalpi területen 2 m magasságban elhelyezett klímaházikóban mérték. Ugyanezen a területen mérték a csapadékot is Hellmann-féle csapadékmérővel.

1974-ben két meteorológiai állomást építettek ki, az egyiket az erdő belsejében, a másikat az erdőn kívüli fátlan szabad területen, az erdőszegélytől 200 m-re északi irányban. A két meteorológia állomáson mért adatok összehasonlításával lehetővé vált az erdő mikroklímára gyakorolt hatásának a vizsgálata is.

1974 és 1975 szeptembere között a szabad területen a hőmérséklet és páratartalom mérése 0,5 és 2,0 m magasságban, az erdőben pedig 0,5, 2,0, 10 és 20 m-en a toronyban elhelyezett klímaházikókban történt. A hőmérsékletet 1977-ig pontírókkal regisztrált Pt ellenállás-hőmérőkkel mérték. Mindkét állomáson a csapadék mérésére Hellmann-féle csapadékmérőket használtak. A csapadékot az erdei állomáson a torony tetején, illetve az erdő belsejében több ponton is mérték. A napfénytartam mérése mindkét állomáson Campbell-Stokes-féle napfénytartammérőkkel történt. Az erdei állomáson a napfénytartammérőt a torony tetején helyezték el.

1974 közepén vezették be a villanyáramot földkábelben keresztül mindkét mérőállomásra. Ez igen lényeges és döntő momentum volt, ettől kezdve már működtetni lehetett a területre kihelyezett hálózatról táplált műszereket, készülékeket.

1977. június 1-jén került sor a 80 csatornás automata digitális mikroklíma-mérőhálózat átadására. A berendezés a szabadterületi és az erdei állomáson a léghőmérséklet, a légnedvesség-tartalom, a szélsebesség és a napsugárzás automatikus óránkénti mérésére és rögzítésére szolgált. A légnedvesség-tartalom mérése Assmann-rendszerű pszichrométeres szenzorokkal történt. A sugárzás mérésére Kipp-Zonnen gyártmányú szolarimétereket használtak. A beérkező globálsugárzás és az erdőfelszín által visszavert sugárzás mérésére szolgáló szolarimétereket a torony tetején, a lombkorona szint felett 6–8 m-es magasságban helyezték el, míg az átbocsátott sugárzás mérése a talajtól 1,8 m magasságban elhelyezett szolariméterrel történt. A szabad területi kontrollállomáson a globál- és a reflexsugárzást mérő műszert 2 m magasságban helyezték el.

A II. sz. műszerőrző faház adatgyűjtőjéhez az érzékelők adatai 40 csatornán futottak be az erdőből és 40 csatornán a szabadföldi területről. Az adatokat óránként lyukszalagra rögzítették, illetve ezzel egyidejűleg egy telexgép kinyomtatta a mérési adatokat.

A mikroklíma-mérőhálózat teljes kiépítését az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ), valamint a KLTE Meteorológiai Tanszék munkatársai (Nagy Lajos, Justyák János) végezték. A berendezés a maga idejében korszerű technikai színvonalat képviselt, és közel 20 éven át (1977–1996) ontotta a mérési adatokat, 1997-re azonban már elavulttá vált, a gyakori meghibásodások miatt a rendszert le kellett állítani. A méréseket ma már korszerű data loggerekkel végzik.

1977-re tehát már lényegében megtörtént a kísérleti terület infrastrukturális kiépítése, a terület valóságos szabadföldi laboratóriumként, a kutató- és oktatómunka kiváló gyakorló színterévé vált. A területen vállalt munkákban két dolgozót alkalmaztak, feladatukat külön munkaköri leírás szabályozta (csapadékmérés, csapadékgyűjtő kádak üritése, műszerek ellenőrzése, leolvasása stb.).

A TERÜLET VÉDETTÉ NYILVÁNÍTÁSA

Az Országos Természetvédelmi Hivatal elnöke 8/1976. OTVH számú határozatával mint országos jelentőségű értéket az Eger melletti Szőlőskei erdő 63,76 ha-os területét természetvédelmi területté nyilvánította. A védettség célja, hogy zavartalan körülményeket biztosítson a Síkfőkút Project keretében folyó komplex ökológiai tudományos kutatások számára.

Jelenleg a terület védetségének fenntartásáról a 144/2007. (XII. 27) KvVM rendelet, a természetvédelmi terület kezelési tervéről pedig a 8/2009. (VI.9) KvVM rendelet rendelkezik. Jóllehet a védett terület nagyságát 63,76 ha-ról 27 ha-ra csökkentették, ez azonban továbbra is biztosítja a területen folyó kutatások zavaratlanságát.

A Síkfőkút Project kutatási területe ma a Bükki Nemzeti Park része. Tudásunk szerint hazánkban ez az egyetlen olyan természetvédelmi terület, amelyet azért nyilvánítottak védetté, mert területén hosszú távú ökológiai kutatás folyik.

A KUTATÓGÁRDA

A Síkfőkút Projecthez elsőként a KLTE Biológiai Tanszékcsoport akkori tanszékei (Növénytani, Állattani, Biokémiai Tanszékek) csatlakoztak. A TTK tanszékei közül csatlakozott még a Földrajz és a Meteorológiai Tanszék is (Jakucs 1973). A kutatások szervezését 1979-től az újonnan megalakult Ökológiai Tanszék vette át.

Jakucs Pál kezdettől fogva tudta, hogy a projekt nagyszabású célkitűzéseinek megvalósítására a KLTE fenti tanszékeinek szellemi kapacitása önmagában nem lesz elegendő, ez csakis hazai és nemzetközi összefogással, különböző szakterületen dolgozó szakemberek, specialisták bevonásával lehetséges. Ezért a Síkfőkút Project 1972-es végleges tervéhez csatolt egy jelentkezési felhívást is, amelyet a tervvel együtt eljuttatott a hazai biológus, ökológus, erdész, környezetkutató, meteorológus, talajtanos, mikrobiológus stb. szakemberekhez (az angol nyelvű változatot a külföldi kollégáknak is elküldte) azzal a felhívással, hogy ha egyetértenek a célkitűzésekkel, és részt kívánnak venni, akkor jelentkezzenek és kapcsolódjanak be a kutatásba.

A felhívásra a kutatók sora jelezte részvételi szándékát. Jakucs Pál 1973-as közleményében már arról számolt be, hogy 23 kutatóhely 73 kutatója csatlakozott a kutatáshoz (Jakucs 1973). Ez a szám természetesen az idők folyamán a kutatási témáknak megfelelően változott, egyes kutatók kiléptek, mások bekapcsolódtak. Tény, hogy Síkfőkúton 1973-ra már kialakult egy olyan ideális kutatóbázis és kritikus kutatói tömeg, amely lehetővé tette a korszerű és eredményes bioszféra-kutatás beindítását. Az a sokak által kívánt ideális állapot, hogy a bioszféra-kutatásban egy területen különböző szakterületek kutatói egy cél, az ökoszisztéma működési és szabályozási folyamatainak a feltárása érdekében dolgozzanak, Síkfőkúton megvalósult.

A SÍKFŐKÚT PROJECT KUTATÁSI EREDMÉNYEI

A Síkfőkút Project közlemények száma ma már megközelíti a 300-at, így jelen cikk keretei között még a szerteágazó kutatási témák felsorolására sem vállalkozhatunk, csupán rövid áttekintést szeretnénk adni a hosszú távú ökológiai kutatás főbb korszakairól és néhány fontosabb kutatási eredményéről.

A Síkfőkút Project bioszféra-kutatás történetét három nagy korszakra oszthatjuk: 1) MAB-korszak (1972–1978), 2) fapusztlással kapcsolatos kutatások (1979–1993), 3) a jelenlegi szakasz (1993-tól napjainkig).

MAB-korszak (1972–1978)

A kutatás fő célkitűzése kezdetben, a MAB nemzetközi programmal összhangban, az erdő szerkezetének, produkciójának, működési és szabályozási folyamatainak a feltárása volt. Ebben az időszakban a vizsgálatok alapozó, felmérő jellegűek voltak. Ennek a kutatási korszaknak az eredményeiből csak néhány példát említnék. A területen eddig 209 edényes növényfajt találtak, amely a hazai flóra közel 10%-át teszi ki. Az 1 ha-os alapterületen 1973-ban 689 db *Quercus petraea* és 127 db *Quercus cerris* fa állt. A 100×100 m-es alaphektár-



ból 2719 állatfajt mutattak ki, az erdő teljes faunája 4000–4500 fajra becsülhető (Markó 2001). A korszak igen fontos tudományos eredménye, hogy elkészült az ökoszisztéma teljes növényi biomasszájának és produktójának a felmérése, valamint az ökoszisztéma elem- és energiamérlege. Az eredmények összefoglaló szintézisére a Jakucs Pál által szerkesztett „Ecology of an oak forest in Hungary – Results of Síkfőkút Project” című 546 oldalas könyvben került sor (Jakucs 1985). A könyvben található vizsgálati eredmények ma már a Síkfőkút Project hosszú távú vizsgálatainak a referencia alapját képezik.

Tölgypusztulással kapcsolatos kutatások (1979–1993)

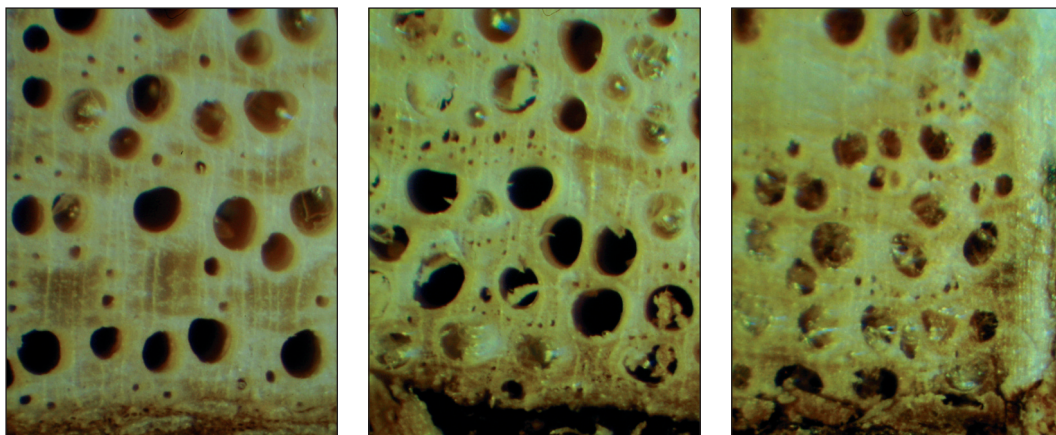
1979-től – hasonlóan az ország más cseres-tölgyes állományaihoz – jelentős mértékű fapusztulás kezdődött a területen. Az országosan is jelentkező kárt az 1980-as években 20 millió dollárra becsülték. Ettől kezdve a kutatások elsősorban az erdő egészségi állapotában bekövetkező változások, a tölgypusztulás okainak a feltárására irányultak.

A kutatásokhoz a Síkfőkút Project egyedülálló feltételeket nyújtott, hiszen akkor már közel egy évtizede folytak az erdőökológiai vizsgálatok a területen, rendelkezésre álltak a folyamatos meteorológiai mérések adatsorai is. Miután az 1 ha-os mintaterületen minden egyes fa számmal volt jelölve, a fák egészségi állapotát minden évben (1979–1998 között) egyedileg, külön-külön is nyomon követték (Tóthmérész 2001). Egy 2004-ben végzett vizsgálat alapján megállapították (Kotroczó és mtsai 2007), hogy az 1973-as kiindulási állapothoz képest a Síkfőkút Project mintaterületének cseres-tölgyes állományában súlyos fapusztulás következett be, a *Quercus petraea* 68,4%-a, a *Quercus cerris* 15,8%-a kipusztult. Ismeretes, hogy a fák egyedszáma a korrallal csökken. Felmerül a kérdés, hogy a fenti pusztulási százalékokban hány százalékos volt a természetes fogyás és mennyi a környezeti hatásokra bekövetkezett fapusztulás. 1973–1978 között, vagyis a fapusztulást megelőző 6 éves időszakban a 689 db *Quercus petraea*-ból mindössze 15 db, míg a 127 db *Quercus cerris*-ből 1 db pusztult el. A természetes fogyás a fenti fapusztulást megelőző 6 éves időszakban tehát 2,1 illetve 0,78%-os volt (Jakucs és mtsai 1983). A kérdést a továbbiakban azonban már nem vizsgálták, mivel a gyakorlatban nehéz volt elkülöníteni a természetes fogyás és a fapusztulás következtében elhalt fákat.

Jakucs Pál a fapusztulással kapcsolatban az 1980-as évek közepére kidolgozta a savas ülepedésnek a talajon keresztül indirekt módon ható és károsító elméletét, amelyet számos helyen közölt (Jakucs 1984, 1988, 1990). Szerinte a kocsánytalan tölgy pusztulása a légszennyezésnek, a savas ülepedésnek tulajdonítható, amely a talaj pH-ját csökkenti, ezért nehézfémek és toxikus alumíniumionok szabadulnak fel a talajban. A növény stresszhelyzetbe kerül, tömösejtekkel (thyllisekkel) elzárja a tracheáit, így a vízfelvétel gátlása következtében a növény elpusztul. Valóban, a mikroszkópos felvételeken jól látszott, hogy az egészséges fák külső és azt követő belső évgyűrűiben a tracheák nagy része még nyitott volt, míg a beteg fák tracheáinak jelentős része már elzáródott, az elhalt fáknál pedig 100%-os volt az edények elzáródása (1. ábra, Jakucs és Tóth 1984). Gencsi (1987) szerint a tölgynek mint gyűrűs likacsú fának nagyon érzékeny a vízállító rendszere, mivel a víz nagy részét, kb. 75%-át csak a legkülső, legfiatalabb évgyűrű szállítja, a maradékot az előző évi vezető, akác esetében pedig kizárólag a legfiatalabb évgyűrű vezeti a vizet.

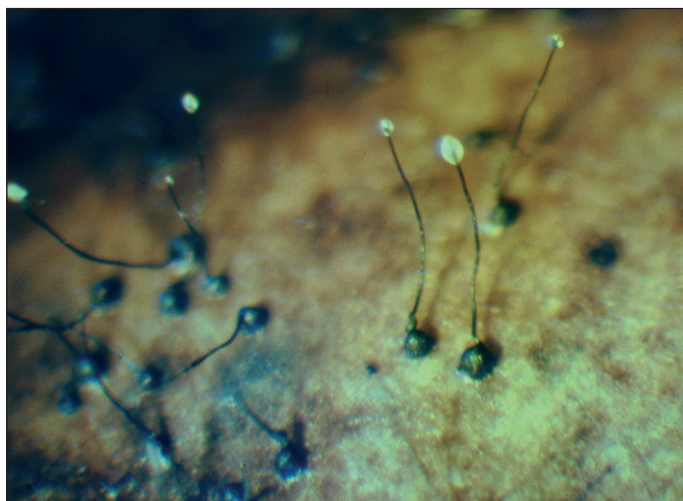
Jakucs Pál fentebb vázolt elméletét az erdész kutatók – élükön Igmándy Zoltánnal – azonban nem fogadták el (Igmándy és mtsai 1984). Szerintük a tölgy pusztulása járványos megbetegedés, tracheomikózis következménye, amelyet egy vagy több mikroszkopikus tömlősgombafaj (*Ceratocystis* sp.) okoz. A növény a gombák terjedése ellen úgy védekezik, hogy vízállító járatait, tracheáit eltömi, ezzel a vízfelvétel is gátlódik, ezért a fa elpusztul. Síkfőkúti tölgymintákból sikerült kimutatni, illetve kitenyészteni az erdész kutatók által említett *Ceratocystis* sp. mikrogombát (Tóth in Jakucs 1983). A gomba a növény minden részéből kimutatható volt (2. ábra, Tóth J. A. publikálatlan eredménye). A kitenyészett törzs morfológiai paraméterei megegyeztek azzal

a törzssel, amelyet a későbbiekben Bohár (1990) *Ceratocystis erinaceus* sp.nov. néven új fajként írt le. 1986-ban a síkfőkúti kutatók a síkfőkúti törzs patogenitását, toxintermelő képességét is bizonyították (3. ábra, Tóth J. A. publikálatlan eredménye). A tölgyleveket olyan folyékony táptalajba állították, amelyekben előzőleg a fenti gombát tenyésztették. A tölgylevelek 24 órán belül elhervadtak, míg a gombát nem tartalmazó kontrolltáptalajban nem. Ez az eredmény a járványos megbetegedés elméletét látszik alátámasztani.



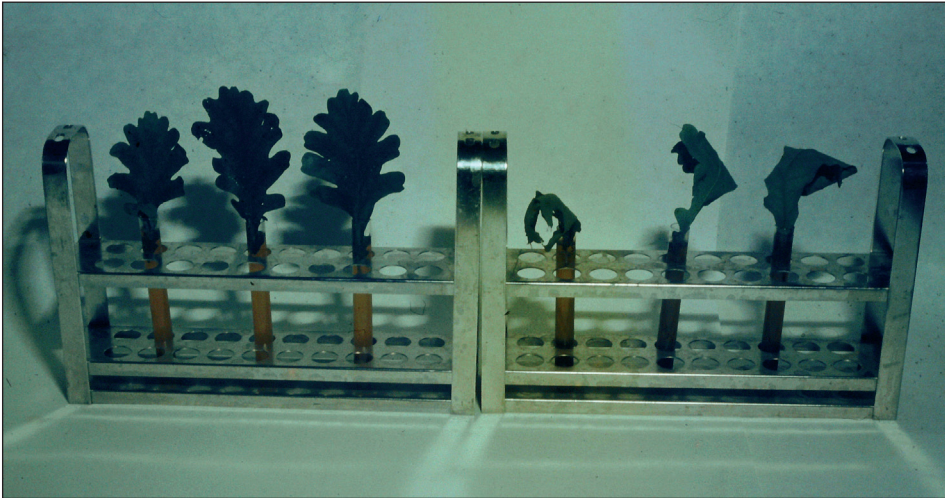
1. ábra. Egészséges, beteg és elhalt (balról jobbra) *Quercus petraea* fatörzs keresztmetszetének mikroszkópi képe (Jakucs és Tóth 1984, magyarázat a szövegben)

Figure 1. Microscopic cross-sections of healthy, sick and dead (left to right) trunks of *Quercus petraea* (Jakucs and Tóth 1984, explanation in the text)



2. ábra. *Ceratocystis* sp. peritéciumai a *Quercus petraea* makk felszínén (Fotó: Tóth J. A., 1986)

Figure 2. Perithecia of *Ceratocystis* sp. on acorn surface of *Quercus petraea* (Photo: Tóth, J. A., 1986)



3. ábra. A síkfőlkúton izolált *Ceratocystis* sp. toxintermelő képességének bizonyítása. A kontrolltáptalajba merített tölgylevelek nem hervadtak el 48 óra múlva sem (balra), ezzel szemben a *Ceratocystis* sp.-vel előzetesen leoltott táptalaj fermentlévébe bemejtett tölgylevelek 24 órán belül elhervadtak (jobbra), ami a gomba toxintermelő képességét bizonyítja (Fotó: Tóth J. A. 1986).

Figure 3. Demonstration of the toxin-producing ability of the isolated *Ceratocystis* sp. In the control medium the oak leaves of *Quercus petraea* were not damaged in 48 hours (left), in contrast, in the previously inoculated with *Ceratocystis* sp. medium the oak leaves withered within 24 hours (right image), which demonstrates the ability of toxin-producing of fungi. (Photo: Tóth, J. A. 1986).

Mindkét elmélet közös volt tehát abban, hogy a fák pusztulását végső soron a szállítóedények elzáródása okozta, ennek okát azonban Jakucs Pál a légszennyezésnek, Igmándy Zoltán pedig tracheomikózisnak tulajdonította. Az igazság azonban feltehetően a két elmélet között van. A fák valamilyen tényező következtében legyengültek, (Igmándy ezt x-faktornak, Jakucs légszennyezésnek nevezte, ma már egyre inkább a klímaváltozást említik), ami kedvező feltételeket teremtett a patogén mikrogombák számára, amelyek végső soron a fák pusztulását okozták.

1983-ban készült el „A hazai tölgyállományok egészségi állapotának ökológiai szemléletű vizsgálata” című kutatási jelentés, amely szerint a fapusztulást számos tényező együttes hatása okozta. Az okok között a szerzők kiemelték a talaj elsavanyosodását, a tápelemek kimosódását, a fokozódó felmelegedést, a csapadékhiányt, a talaj kiszáradását, a mikorrhiza-kapcsolatok gyengülését és a másodlagos kórokozók (*Ceratocystis* sp.) szerepét (Jakucs 1983).

Arra a kérdésre, hogy miért pusztult nagyobb mértékben a *Quercus petraea*, mint a *Quercus cerris*, a Béres Csilla által szervezett nemzetközi kutatócsoport adott magyarázatot, amelyben az ATOMKI és a DOTE kutatói is részt vettek. Kutatási eredményeik új megvilágításba helyezték a fák vízfelvételeivel kapcsolatos korábbi elméleteket. Eredményeiket számos helyen publikálták (Béres és mtsai 1989, 1998). A két tölgyfaj (*Quercus petraea* és *Quercus cerris*) vízáramlási sebességének összehasonlító vizsgálatára ciklotron által termelt gyors felezési idejű izotópokat mint direkt módszert, valamint hőáramlásos indirekt módszert alkalmaztak, míg a vízszállítási keresztmetszetek meghatározására mobil komputertomográfot (CT), nagyfelbontású orvosi komputertomográfot, valamint mágnesesrezonancia-tomográfot (MRI) használtak. Megállapították, hogy a fákban történő vízáramlás jelentősen eltér az irodalomban leírtaktól. A víz áramlása a törzsben nem egyenletes sem felfelé haladva, sem pedig egy adott magasságban a törzs kerülete mentén. A felfelé áramlás két jól elkülöníthető szakaszból áll, egyik része egy általuk „gyors” áramlásnak nevezett, rövid ideig tartó rész, amely nem a törzs egész kerületén történik, hanem csak a kerület néhány pontján kisebb-nagyobb tracheakötegekben. E mellett jelentkezett egy jóval lassabb felfelé irányuló áramlás is, amely sokkal egyen-

letesebb, de jóval lassúbb. Csertőlgnél a gyors áramlást jelző csúcsok kisebbek, elsősorban az alsóbb szinteken lévő detektoroknál mérhetőek. Az áramlási adatok is megerősítik azt a képet, hogy a felvett vízmennyiségnek csak egy része szállítódik a fa lombkoronaszintjébe, a többi a törzsben tárolódik. A CT felvételek alapján a csertőlgnél jelentős vízraktárokat tudtak elkülöníteni a fatörzs belsejében, mely vízraktárok közvetlen összeköttetésben voltak az aktívan működő külső vízszállító zónákkal. Az MRI felvételeken jól látszik, hogy ezek az „összekötő csatornák” szabad, nem struktúrákhoz kötött vizet tartalmaznak. Kocsánytalan tölgnél az összekötő csatornák szintén kimutathatók, de számuk és méretük jóval kisebb a csertőlgyénél. Ez a különbség magyarázza azt, hogy a csertőlgy miért képes jobban elviselni a hosszan tartó vízhiányt.

Kutatások 1993-tól napjainkig

Az 1990-es évek közepétől kezdődően az ún. hosszú távú monitorozó kutatások kerültek előtérbe. 1997-ben jelent meg Antal Emánuel, Berki Imre, Justyák János, Kiss Gyula, Tar Károly és Vig Péter „A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízhiányviszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében” című 83 oldalas összefoglaló munkája, amely a síkfőkúti kutatási terület hosszú távú meteorológiai adatait részletesen tárgyalja és elemzi (Antal és mtsai 1997). Vizsgálataik szerint 1978–1994 között az évi átlaghőmérséklet a szabad területen 10,3 °C, az erdőben pedig 10 °C volt. A mérési adatsorok alapján megállapítható, hogy 1978-tól 1994-ig a szabadföldi területen és az erdő belsejében is az évi átlaghőmérséklet növekedett. A vizsgált 17 év alatt az évi átlaghőmérséklet a szabadföldi területen 1,4 °C-kal, az erdőben 1,6 °C-kal növekedett. Az erdőterületen a hőmérséklet növekedése nagyobb ütemű volt, mint a szabadföldi területen, ami az állomány kigyérülésének tulajdonítható. A kipusztult fák helyén a talaj jobban felmelegszik, a gyengébb turbulencia miatt az erdőben hőtöbblet alakul ki, ami az erdő fokozódó felmelegedését eredményezi. A kiritkult erdőre jellemző az erdőklíma hőhiányviszonyainak rendszerének átalakulása, amely közelíti a fátlan területek mikroklímájához.

Az évi csapadékösszegek 1973-tól 1996-ig csökkenő tendenciájúak voltak, (átlag 553 mm). A vizsgált 24 év folyamán az évi csapadékösszeg évente 9,8 mm-t, összesen 235 mm-rel csökkent.

A hőmérsékletemelkedés valamint az évi csapadékatlagok csökkenése következtében a levegő relatív légnedvesség- és a talaj nedvességtartalma is csökkent. A meteorológiai mérések adatai tehát azt mutatják, hogy az erdő klímája melegebbé és szárazabbá vált. Nem kétséges, hogy mindezek a folyamatok jelentős szerepet játszottak a tölgypusztulásban is.

1998-ban a KTM-MTA egyezményes program keretében a Kelet-közép-európai Természetvédelmi Kutatóhálózat Kialakítása 3.5.2. pontja alatt meghirdetett „Hosszú távú kísérletes természet- és környezetvédelmi kutatások cseres-tölgyes erdei ökoszisztémában (Síkfőkút Project)” című pályázaton 11 önálló, de ugyanakkor szervesen összetartozó, egymásra épülő témával vettek részt. Kutatási eredményeiket „Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások” (szerk.: Borhidi A. és Botta-Dukát Z., MTA 2001) c. tanulmánykötetnek „A Síkfőkút LTER projekt” című részfejezetében közzétették (Jakucs 2001, Markó 2001, Tóth 2001a, 2001b, Tóthmérész 2001, Kárász 2001, Papp 2001, O’Heix 2001, Szabó 2001, Balázs 2001).

A Síkfőkút Projekt 2000-ben csatlakozott az USA DIRT (Detritus Input and Removal Treatment) projekthez. A több évtizedre tervezett projektben négy amerikai (Harvard Forest, Bousson Forest, Michigan Forest, H. J. Andrews Forest) és két európai kutatóhely (Bayreuth, Síkfőkút Project) vesz részt. A magyar-amerikai együttműködés keretében végzett kutatások folyamán azt vizsgálják, hogy a különböző minőségű és mennyiségű avar-inputok hatására különböző klímán hogyan változik a talaj C és N dinamikája, a talaj-mikroorganizmusok biomasszája, a talajenzimek aktivitása, a talajlégzés. A 7×7 m-es kísérleti parcellákat Síkfőkúton 2000 novemberében állították be. Kezelések: 1) kontroll (normál avar-input), 2) dupla levélavár (a talajra jutó lombavár-termelést megduplázzák), 3) dupla faavár (a talajra jutó ágavár-termelést megduplázzák), 4) nincs



avar (a föld feletti avarprodukciónak kizárják), 5) nincs gyökér (a föld alatti avar-inputot kizárják), 6) nincs input (mind a föld feletti, mind pedig a föld alatti avar-inputot kizárják). Minden egyes kezelés esetében 3 párhuzamos parcellát állítottak be, így összesen 18 kísérleti parcellát alakítottak ki. A parcellák karbantartását a tartós kezelések fenntartására minden évben folyamatosan, a lombhullást követő időszakban végzik. Az amerikai kutatókkal való munkakapcsolat intenzitását jelzi, hogy az elmúlt 12 év folyamán 16 alkalommal 20 amerikai kutató járt a területen, ugyanakkor 6 alkalommal 5 magyar kutató látogathatta meg az amerikai kutatóhelyeket.

2002–2006 között a síkfőkúti kutatók csatlakoztak a Mátyás Csaba akadémikus által vezetett „Éghajlati bizonytalanság és a hazai erdőtakaró fenyegetettsége: hatás-előrejelzés és felkészülés” című Nemzeti Kutatási Fejlesztési Programhoz (NKFP) „Az adaptáció és tolerancia ökoфизиологические jellemzése” (témavezető: Mészáros Ilona) és „A klímaváltozás várható hatásai az elhalt szerves anyag lebontási folyamataira” (témavezető: Tóth János Attila) című kutatási témákkal.

A DIRT Projectben, illetve az NKFP keretében született kutatási eredményeket számos hazai és nemzetközi folyóiratban közölték, számos publikáció jelent meg a Mátyás Csaba által szerkesztett *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* c. nemzetközi erdészeti folyóirat hasábjain is (Mészáros és mtsai 2007, 2011, Tóth és mtsai 2007, 2011, Fekete és mtsai 2011, Oláh és mtsai 2012, Kotroczó és mtsai 2012).

A Síkfőkút LTER (Long Term Ecological Research) kutatóhely 1995 óta tagja az ILTER (International Long Term Ecological Research) és hazai LTER-HU hálózatnak (Kovács-Láng és mtsai 1998, 2000), 2007-től pedig az LTER Europe hálózatnak.

A SÍKFŐKÚT PROJECT KÖZLEMÉNYEI

Egy 2008-ban végzett felmérés szerint a síkfőkúti bioszféra-kutatás keretében 237 szakcikk, 3 könyv, 68 előadás és poszter, 7 kandidátusi értekezés, 7 PhD disszertáció, 11 egyetemi doktori értekezés, 44 szakdolgozat és diplomamunka, 3 MTA pályamunka, 22 TDK-dolgozat és 12 ismeretterjesztő közlemény született. Ezek a számok természetesen csak tájékoztató jellegűek, a nagyságrend érzékeltetésére szolgálnak, hiszen azóta is születtek és születnek új cikkek, szakdolgozatok, diplomamunkák. Ma már a szakcikkek száma megközelíti a 300-at.

A SÍKFŐKÚT PROJECT ERDÉSZETI JELENTŐSÉGE

A területen 40 éve erdőművelési tevékenységet nem folytatnak, így az erdő ma már természetközeli állapotúnak tekinthető. Ennek következtében a hosszú távú kutatás alapján jól nyomon követhető a természetes változások hatása az erdő fajajösszetételére, struktúrájára, egészségi állapotára, az erdőtársulás természetes dinamikájára vonatkozóan. A természetközeli erdő kontrollterületként szolgálhat az erdészeti beavatkozások, kezelések hatásának a vizsgálatára is. Ezek az információk különösen napjainkban a klímaváltozás kapcsán váltak aktuálissá, ami a Síkfőkút Project keretében folyó kutatások felértékelődését eredményezte. Az erdészeti gyakorlat, a társadalom, a politikai döntéshozók számára ezek az információk ma már nélkülözhetetlenek.

A vezető erdész kutatók jelen voltak a Síkfőkút Project születésénél, és kezdettől fogva részt vettek a kutatásokban. A kutatás kezdetekor még egy 1973-as augusztusi felmérés alapján készült Majer Antal „A cseres-tölgyesek fatermési és erdőművelési vonatkozásai, a Síkfőkút Project faállományának elemzése alapján” című tanulmánya (Majer 1974). A rendkívül alapos és részletes munka kiváló összehasonlítási lehetőséget nyújt egy mai, 40 év múlva megismételt erdészeti faállománnyal kapcsolatos felmérés számára, amely alapján tiszta képet kaphatunk az erdő biomasszájának, fatömeg-termelődésének a hosszú távú változásáról.

Ennek a hagyományosan jó kapcsolatnak és együttműködésnek a további folytatását jelentette a fentebb már említett NKFP programba való integrálódás, ettől kezdve a síkfőkúti és az erdészeti kutatók közötti tudományos együttműködés még szorosabbá vált. 2012. október 25-én rendezték meg Síkfőkúton az MTA Agrártudományi Osztály Erdészeti Bizottsága és a LIFE EnvEurope projektben résztvevő síkfőkúti kutatók közös tudományos ülését, amelyen a síkfőkúti kutatási eredményeket bemutató előadások után tölgyeseink állapotával, a klímaváltozással és a hosszú távú monitorozás szükségességével kapcsolatos kérdéseket vitattak meg. A bizottság állást foglalt a hosszú távú erdészeti monitorozó kutatások támogatása mellett, és ezek közé beemelte a Síkfőkút Projecten folyó kutatásokat is. Döntés született a Majer-féle (1974) vizsgálat erdészeti módszerekkel történő megismétléséről is.

ÖSSZEFOGLALÁS

A Síkfőkút Project elnevezésű komplex bioszféra-kutatást egy klímazonális cseres-tölgyes hosszú távú ökológiai vizsgálatára Jakucs Pál akadémikus 1972-ben indította a Man and Biosphere (MAB) program keretében. A 40 éves jubileum alkalmából a dolgozat áttekinti a hosszú távú ökológiai kutatás indításának körülményeit, célkitűzéseit, fontosabb kutatási eredményeit és jelentőségét.

A kutatási terület a Bükk hegység déli lábánál Egertől 6 km-re észak-keleti irányban a Szöllőskei erdőben helyezkedik el, GPS koordinátái 47°55' N, 20°26' E, a tengerszint feletti magasság: 320–340 m. A kutatás kezdetekor az erdő 65 éves korú volt. A lombkorona szint fajfajai: *Quercus petraea*, *Quercus cerris*. A fontosabb cserjefajok: *Acer campestre*, *Acer tataricum*, *Cornus mas*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna*, *Euonymus verrucosus*, *Ligustrum vulgare* stb. A lágyszárú szint fontosabb tagjai: *Carex montana*, *Carex michelii*, *Dactylis polygama*, *Festuca heterophylla*, *Fragaria vesca*, *Lathyrus niger*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis* stb. Az erdő évi átlagos középhőmérséklete 10 °C (1978–1994), az évi átlagos csapadék 553 mm (1973–1996). Az erdő talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj.

1976 óta a terület természetvédelmi oltalom alatt áll, felügyelő hatósága a Bükki Nemzeti Park Igazgatósága. Az utóbbi 40 évben a területen erdőművelési tevékenységet nem végeztek, így az erdő ma már természetközeli állapotúnak tekinthető, így kitűnő kutatási lehetőséget nyújt a természetes környezeti változások (pl. klímaváltozás) hatásainak vizsgálatára, kontrollterületeként szolgálhat az erdőművelési eljárások hatásainak tanulmányozására is.

A kutatási hely infrastrukturális kiépítések (1972–1977) két meteorológiai állomást létesítettek a területen, az egyiket az erdő belsejében, a másikat az erdő szegélyétől északi irányba 200 m-re lévő erdőmentes területen. Ez az elrendezés jó lehetőséget nyújtott az erdő mikroklímatis hatásának a tanulmányozására.

A Síkfőkút Project bioszféra-kutatás történetét három nagy korszakra oszthatjuk:

A első szakaszban (1972–1978) a kutatás célkitűzései megegyeztek a MAB program célkitűzéseivel, a vizsgálatok az ökoszisztéma struktúrájának, dinamikájának, fitomasszájának, produkciójának, elemmozgásainak, energiaáramlási viszonyainak a feltárására irányultak. Az eredmények összefoglaló szintézisére a Jakucs Pál által szerkesztett „Ecology of an oak forest in Hungary – Results of Síkfőkút Project” című 546 oldalas könyvben került sor. A könyvben foglalt vizsgálati eredmények ma már rendkívül fontosak, a Síkfőkút Project további hosszú távú vizsgálatainak referencia alapját képezik.

A második szakaszban (1979–1993) a kutatók a talajpH, a talaj-pH, toxikus nehézfémek, alumínium ionok, mycorrhiza-kapcsolatok, patogén mikroorganizmusok (*Cerastocystis* sp.) tisztázására irányultak. 1972-ben a síkfőkúti kutatási terület alaphektárában még 689 db *Quercus petraea* és 127 db *Q. cerris* fa állt. Egy 2004-ben végzett vizsgálat szerint a *Quercus petraea* fák 68,4%-a, a *Quercus cerris* esetében pedig 15,8%-a kipusztult. A hatalmas mértékű fapusztulás következtében az erdő struktúrája jelentős mértékben átalakult, amelyre jellemző az elcseresedés és az eljuharosodás. Ezzel egyidejűleg megváltozott az erdő mikroklímája is, az erdő melegebbé és szárazabbá vált.



A kutatás harmadik szakaszában (1993-tól napjainkig) a hosszú távú monitoring jellegű vizsgálatok kerültek előtérbe: az erdő ökofiziológiai vizsgálata, a talaj szervesanyag-tartalmával kapcsolatos kutatások (Síkfőkút DIRT Project) stb.

A Síkfőkút Project szakközleményeinek a száma ma már megközelíti a 300-at. A 40 éve folyó hosszú távú erdőökológia kutatás óriási szellemi értéket képvisel, fenntartása a jelenlegi és a jövőbeli generáció feladata.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Antal E.; Berki I.; Justyák J.; Kiss Gy.; Tarr K. és Vig P. 1997: A síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében. Kossuth Lajos Tudományegyetem Meteorológiai Tanszék kiadványa, Debrecen, p. 83.
- Balázsy S. 2001: Talajszennyeződések mikrobiológiai szóródása. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 249–257.
- Béres, Cs.; Fenyvesi, A.; Jakucs, P.; Mahunka, I.; Kovács, Z.; Molnár, T.; Szabó, L. and Ditrói, F. 1989: Application of an MGC–20 cyclotron and methods of radioecology in solution of problems of forestry and the wood industry. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, 43: 101–103.
- Béres, Cs.; Fenyvesi, A.; Raschi, A. and Ridder, H.W. 1998: Field experiment on water transport of oak trees measured by computer tomograph and magnetic resonance imaging. Chemosphere, 36: 925–930.
- Bohár, Gy. 1990: A new *Ceratocystis* species in the heartwood of oaks. Proceedings of the International Symposium on Oak Decline in Europe, Kornik Poland May 15–18, 1990 117–121.
- Fekete, I.; Kotroczó, Zs.; Varga, Cs.; Veres, Zs. and Tóth, J.A. 2011: The effects of detritus input on soil organic matter content and carbon dioxide emission in a Central European deciduous forest. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica, 7: 87–96.
- Gencsi L. 1987: Miért csak a tölgy és miért nem pusztul minden tölgy? Az Erdő, 36 (7): 329–330.
- Igmándy Z., Pagony H., Szontagh P. és Varga F. 1984: Beszámoló a kocsánytalan tölgyeseinkben fellépett pusztulásról 1978–1983. Az Erdő, 33: 334–341.
- Jakucs P. 1973: „Síkfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezetbiológiai kutatása a bioszféra-program keretén belül. Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Tudományok Osztályának Közleményei, 16: 11–25.
- Jakucs P. 1983: A hazai tölgyállományok egészségi állapotának ökológiai szemléletű vizsgálata. Kutatási zárójelentés. Megbízó: Zalai Erdő- és Fafeldolgozó Gazdaság (Nagykanizsa), Megbízott: KLTE Ökológiai Tsz. Témavezető Jakucs Pál. A zárójelentés elkészítésében részt vett: Jakucs Pál, Justyák János, Précsényi István, Pólya László, Tóth János Attila, Papp László, Nagy Lajos, L. Mészáros Ilona, Papp Mária, Szabó László. Kézirat, Debrecen, 257.
- Jakucs P. 1984: A kocsánytalan tölgyek pusztulásának ökológiai magyarázata. Az Erdő, 33: 342–344.
- Jakucs P. és Tóth J. A. 1984: A szíjács tracheáinak eltömődése a megbetegedő kocsánytalan tölgyeknél. Az Erdő, 33: 348–350.
- Jakucs, P (ed.) 1985: Ecology of an oak Forest in Hungary – Results of „Síkfőkút Project”. Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 546.
- Jakucs P. 1988: Ecological approach to forest decay in Hungary. Ambio, 17: 267–274.
- Jakucs P. 1990: A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése. Fizikai Szemle, 40: 225–232.
- Jakucs P. 2001: Hosszú távú (long-term) kísérletes természetvédelmi és környezetvédelmi kutatások cseres-tölgyes ökoszisztémában. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 187–200.
- Kárász I. 2001: A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változása. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 203–210.
- Kertész M. 2002: Hosszú távú ökológiai vizsgálatok (LTER). A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet 50 éve 1952–2002. MTA, ÖBKI, Vácrátót, 115–124.
- Kotroczó Zs.; Krakomperger Zs.; Koncz G.; Papp M.; Bowden R.D. és Tóth J. A. 2007: A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafajösszetételének és strukturájának hosszú távú változása. Természetvédelmi Közlemények, 13: 93–99.

- Kotroczó, Zs.; Veres, Zs.; Fekete, I.; Papp, M. and Tóth, J. A. 2012: Effects of climate change on litter production in a *Quercetum petraeae-cerris* forest in Hungary. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 8: 31–38.
- Kovács-Láng, E.; Herodek, S. and Tóth, J. A. 2000: Long Term Ecological Research in Hungary. In: Gosz, J. R., French, C. Sprott, P., White, M., (eds.): *The International Long Term Ecological Research Network 2000. Perspectives from Participating Networks*. US LTER Network Office Albuquerque, New Mexico, 38–40.
- Markó V. 2001: Zoológiai kutatások a Síkfőkút project mintaterületén. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 201–202.
- Majer A. 1974: A cseres-tölgyesek fatermési és erdőművelési vonatkozásai, a Síkfőkút Project faállományának elemzése alapján. *Erdészeti és Faipari Egyetem tudományos közleményei*, 3: 51–63.
- Mészáros, I.; Veres, Sz.; Kanalas, P.; Oláh, V.; Szöllősi, E.; Sárvári, É.; Lévai, L.; Lakatos, Gy. 2007: Leaf growth and photosynthetic performance of two co-existing oak species in contrasting growing seasons. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 3: 7–20.
- Mészáros, I.; Kanalas, P.; Fenyvesi, A.; Kis, J.; Nyitrai, B.; Szöllősi, E.; Oláh, V.; Demeter, Z.; Lakatos, Á.; Ander, I. 2011: Diurnal and seasonal changes in stem radius increment and sap flow density indicate different responses of two co-existing oak species to drought stress. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 7: 97–108.
- O’Heix, B. C. 2001: Három hazai tölgyfaj (*Quercus petraea*, *Q. cerris* és *Q. robur*) ózon-stresszre adott ökofiziológiai válaszai. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 231–234.
- Oláh, V.; Szöllősi, E.; Lakatos, Á.; Kanalas, P.; Nyitrai, B. and Mészáros, I. 2012: Springtime leaf development of mature sessile oak trees as based on multi-seasonal monitoring data. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 8: 21–30.
- Papp M. 2001: Változások a lágyszárú növényzetben a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben és környékén 25 év távlatában. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 223–230.
- Stefanovits, P. (1985): Soil condition of the forest. – In: Jakucs (ed.): *Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” 1.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 50–57.
- Szabó L. 2001: Lombfogyasztó rovarlárvaik mennyiségi viszonyainak, közösségszerveződésének és anyagforgalmi szerepének vizsgálata. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 235–238.
- Tóth J. A. 2001a : A síkfőkút-LTER project 1998. évi kutatásainak szervezése és koordinálása. In: Borhidi A., Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 203–210.
- Tóth J. A. 2001b: A Síkfőkút projekt 1998. évi mikrobiális ökológiai kutatásai. In: Borhidi A., Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 239–248.
- Tóth, J. A.; Lajtha, K.; Kotroczó, Zs.; Krakomperger, Zs.; Caldwell, B., Bowden, R. and Papp, M. 2007: The effect of climate change on soil organic matter decomposition. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 3: 75–85.
- Tóth, J. A.; Nagy, P. T.; Krakomperger, Zs.; Veres, Zs.; Kotroczó, Zs.; Kincses, S.; Fekete, I.; Papp, M. and Lajtha, K. 2011: Effect of litter fall on soil nutrient content and pH, and its consequences in view of climate change (Síkfőkút DIRT Project). *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 7: 75–86.
- Tóthmérész B. 2001: A síkfőkúti erdő fapasztulási dinamikájának monitoringja. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások*. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 211–212.

Érkezett: 2012. november 14.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Cserpusztulás

Az utóbbi években az országban több helyen jelentős mértékű cserpusztulás lépett fel. A szárazságtűrő fafaj egyedeinek kérge sok esetben elhal, nagy darabokban leválik a törzsről. Ennek oka egy *Biscogniauxia (Hypoxilon)* gombafaj fertőzése. A kórokozó többnyire tölgyeken fordul elő. Megjelenése egyértelmű összefüggést mutat a súlyos aszályokra visszavezethető stresszhatásokkal. A gomba elpusztítja a szíjácst, majd a leváló kéreg alatt előtűnik jellegzetes fekete-szürke, szétterülő, bársonyos termőteste.

Fotó és szöveg: Koltay András

AZ ERDÉSZETI GENETIKAI ERŐFORRÁSOK ÁLLAPOTA ÉS SZEREPE A XXI. SZÁZAD ELEJÉN MAGYARORSZÁGON

A FAO felkérésére készült jelentés összefoglaló ismertetése

Bordács Sándor¹, Nagy László³, Pintér Beáta¹, Bach István¹, Borovics Attila³, Kottek Péter², Szepesi András⁴, Fekete Zoltán², Wisnovszky Károly² és Mátyás Csaba⁵

¹Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Növénytermesztési és Kertészeti Igazgatóság

²Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Erdészeti Igazgatóság

³Erdészeti Tudományos Intézet, Nemesítési Osztály

⁴Vidékfejlesztési Minisztérium, Erdészeti és Erdővédelmi Osztály

⁵Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

A közlemény röviden áttekinti a FAO Agrárgenetikai Erőforrások Bizottsága által 2013 őszére tervezett „A világ erdészeti genetikai erőforrásainak állapota” (State of World’s Forest Genetic Resources) című jelentés hazai vonatkozású fejezetét. A 2010–2011. évi statisztikai adatokra és állapotra támaszkodva tömören bemutatja az erdészeti génmegőrzés helyét és helyzetét az ágazati stratégiában, ismerteti ennek hatályos jogszabályi hátterét. A hazai génmegőrzési stratégia alapvetéseinek összefoglalása mellett aktuálisnak tekinthető állapotjelentést ad az *in situ* és *ex situ* megőrzés helyzetéről és problémáiról, valamint bemutatja az erdészeti genetikai kutatások, nemesítés és szaporítóanyag-gazdálkodás helyzetét. Végül a génmegőrzés finanszírozási hátterének, társadalmi kapcsolatainak bemutatása és elemzése után kitér a nemzetközi együttműködésből fakadó igények, kötelezettségek és prioritások összefoglalására.

Kulcsszavak: erdészeti genetika, erdészeti génmegőrzés, génrezervátum, szaporítóanyag

STATE OF HUNGARY’S FOREST GENETIC RESOURCES, 2010–2011

Abstract

The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture published their first reports on the state of plant and animal genetic resources in 1996 and 2007, respectively. The third such report, The State of World’s Forest Genetic Resources, is scheduled for publication in 2013. Although Hungary takes part in monitoring of conservation activities on forest genetic resources at international context, the country report for the above mentioned initiative was the first comprehensive assessment of management and conservation issues in the last decades. This paper gives a short summary of the country report, concentrating primarily on the domestic forest gene conservation strategy, measures and activities, its legislation, financial background and international aspects. Additionally, overview on the present state of genetic investigations, breeding and forest reproductive material production, marketing and deployment, based on data from 2010–2011, is also included.

Keywords: forest genetics, forest genetic resources, conservation, gene reserve, forest reproductive material

Levelező szerző/Correspondence:

Bordács Sándor, 1024 Budapest, Keleti K. u. 24., e-mail: Bordacs@nebih.gov.hu



BEVEZETÉS

A Föld természeti erőforrásainak csökkenése, a hasznosítható javak végeessége hívta fel a figyelmet a genetikai erőforrások jelentőségére. A múlt század második felében a hatalmas méretben jelentkező erdőkárak okait kutatva egyre gyakrabban vált egyértelművé a genetikai erőforrások szerepe is. A FAO Agrárgenetikai Erőforrások Bizottsága (CGRFA) 2013 őszén jelenteti meg a világ erdészeti genetikai erőforrásairól szóló első, átfogó jellegű jelentését (First Report on the State of World's Forest Genetic Resources). Ez a világszintű helyzetjelentés harmadik abban a sorban, amelyben korábban megjelent az állati és növényi genetikai erőforrások helyzetéről adott átfogó értékelés, és azokkal együtt segítséget nyújt a FAO genetikai erőforrásokkal kapcsolatos stratégiai programjának megvalósításában. A külön kiemelés – állati, növényi és erdészeti genetikai erőforrások – is mutatja, hogy a Föld élelmezési és alapanyag-előállítási problémáinak megoldásában mennyire fontos szerep hárulhat a jövőben az erdészeti genetikai erőforrásokra.

A FAO-jelentés legnagyobb fejezetét a tagállami, úgynevezett országjelentések anyagai teszik ki. Az országjelentéseket előírt formai és tartalmi szempontok szerint állították össze a tagállamok szakértőiből álló szerzői csoportok. A kötelező tartalmi elemek alkotta váz szolgáltatta a jelentés statisztikai adatait, de emellett tematikus fejezetek is készültek, amelyek felölelték az erdészeti genetikai erőforrásokkal kapcsolatos kérdések széles körét.

A magyar jelentés a 2010–2011. évek statisztikai adataira alapozva készült. A jelentés közreadásával az a célunk, hogy az állapotjelentés szakmai-tudományos szempontból újnak tekinthető adatait, megállapításait és következtetéseit a szélesebb szakközönséggel megismertessük. A jelentés azon részeit, amelyek a hazai erdőgazdálkodásról, illetve erdészeti genetikáról a magyar szakközönség számára közismert tényeket tartalmaztak, publikációnkban nem szerepeltetjük.

A GÉNMEGŐRZÉS JOGSZABÁLYI HÁTTERE ÉS MŰKÖDÉSI ALAPJAI

Magyarországon a növényi génmegőrzés és benne az erdészeti genetikai erőforrások megőrzésének és hasznosításának jogi háttere kielégítőnek tekinthető. A 2003. évi LII. törvény általánosan rendelkezik a növényi genetikai erőforrások szerepéről és a génmegőrzés jogi alapjairól. A törvényre alapozott részletes szabályozási elveket a növényi genetikai erőforrásokról szóló 95/2003. (VIII. 14.) FVM-rendelet tartalmazza, azon belül is a 3–7. § taglalja az erdészeti génmegőrzés alapvető szabályait. Ugyancsak e törvény végrehajtási rendelete az erdészeti szaporítóanyagokról szóló 110/2003. (X. 21.) FVM-rendelet, amely a genetikai erőforrások felhasználásának szabályait fogja össze.

Sajnálatos módon az Erdőtörvény (2009. évi XXXVII. törvény) részleteiben nem foglalkozik a genetikai erőforrások szerepével, csupán a preambulumban és az 1. § b. pontjában található utalás a biológiai sokféleség megőrzésének jelentőségére, illetve a 24. § (2) bekezdésében szerepel az erdészeti genetikai erőforrások *in situ* megőrzését szolgáló erdészeti génrezervátum fogalmának meghatározása.

A NEMZETI ERDŐPROGRAM ÉS A GÉNMEGŐRZÉSI PROGRAMOK

A magyar Nemzeti erdőprogram 2004-ben lépett hatályba. Ugyan az erdők biológiai sokféleségének megőrzése szerves részét képezi a program megfogalmazott célkitűzéseinek, de sem az erdészeti genetikai erőforrások, sem a genetikai sokféleség szerepe nem fogalmazódik meg szövetszerűen. Ennek megfelelően nem is készült még semmiféle nemzeti cselekvési terv, illetve hosszú távú stratégia, amely az erdők genetikai erőforrásainak megőrzése és hasznosítása szempontjait elsődlegesen figyelembe venné.

Ezt a hiányosságot részben kompenzálja, hogy az agrártárca még a múlt század végén – felismerve a fokozódó szakmai igényeket – jogszabályi szinten is lefedette a növényi genetikai erőforrásokra fordított támogatási források felhasználásának alapelveit. A minisztérium szakmai szakértői szervezeteként 1996-ban létrehozta a Növényi Génbank Tanácsot (NGT), amelynek elsődleges feladata a hazai génmegőrzés teljes spektrumát felölelő stratégiai célok meghatározása, a nemzeti érdekeket előtérbe helyező koordinációs és szervezési szakértői platform működtetése. Az NGT törekszik elősegíteni – a génmegőrzés nemzetközi szabályait alapul véve – a hazai genetikai erőforrások ésszerű hasznosítását, valamint a génmegőrzésre fordított támogatási források hatékony felhasználását. Az NGT érdemi működése szakági munkabizottságokban zajlik. Az Erdészeti Munkabizottságban (EMB) az erdészeti kutatás és oktatás, az erdészeti és természetvédelmi szakirányítás, valamint a gyakorlat képviselői konszenzuson alapuló munkát folytatnak.

A munkabizottság szerkesztésében elkészült az erdészeti génmegőrzés helyzetét átfogóan elemző két tanulmánykötet (Bach és mtsai 1998; Mátyás és mtsai 1999), amelyet tartalmi elemei alapján nemzeti génmegőrzési stratégiaként tekinthetünk. A stratégia az alábbi fajok megőrzését célozza: bükk, kocsányos tölgy, kocsánytalan tölgy, molyhos tölgyek, vörös tölgy, cser, szelídgesztenye, gyertyán, fehér akác, őshonos juharok, kőrisek, szilék és hársak, mézgás éger, bibircses nyír, madárcseresznye, vadkörték, vadalma, berkenyék (beleértve hazai kistajkait), fekete dió, királydió, fehér nyár, fekete nyár, rezgő nyár, fehér fűz, törékeny fűz, homoktövis, vörösfenyő, lucfenyő, feketefenyő, simafenyő, erdeifenyő, duglászfenyő.

Nem csupán a génmegőrzési szempontból fontos fás növényfajok listáját állították össze, hanem meghatározták a legfontosabb prioritásokat is. Gyakorlati útmutató készült a ritka, illetve veszélyeztetett génkészletű fajok génmegőrzési feladataira, továbbá kritikai elemzés készült a hazai jogszabályi és támogatási környezetre vonatkozóan. Külön kiemelendő, hogy a munkabizottság koordinálta a hazai *in situ* génrezervátum-jelöltek kiválasztásának szakmai munkáját, továbbá szakértői képviselik a nemzeti érdekeket az EUFORGEN-munkacsoportok programjaiban.

A FAJON BELÜLI ÉS FAJOK KÖZÖTTI VÁLTOZATOSSÁG AZ ERDÉSZETI FAJAJOK KÖRÉBEN

Magyarországon mérsékelt égövi lombhullató erdők találhatók, amelyeknek meghatározó erdőtársulásai a bükkösök, a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és a cseres-kocsánytalan tölgyesek. Az erdőtársulások egyben klímazonális indikátorok is, amelyek jól jellemzik az előfordulási területeik mezoklimatikus viszonyait is. A klíma megváltozásának épp az lehet a legfontosabb következménye, hogy az erdőtársulások fafajösszetétele, azok aránya jelentősen módosulhat. Szélsőséges esetben fajok vagy akár erdőtársulások veszthetnek el életterületük, szorulhatnak háttérbe, vagy juthatnak nagyobb szerephez. Az 1. táblázatban szerepelnek azok a fa- és cserjefajokat, amelyek genetikai szempontból veszélyeztetettek, megnevezve a veszélyeztetettség okát és mértékét is.

A veszélyeztetettség típusára megadott kódszámok a jelentésben 1-16 között voltak, a hazai viszonyok között azonban csak 7 szerepelt, ezéért a kódokat 1-7 közötti értékre alakítottuk. Vélhetően nem szorul különösebben magyarázatra, hogy a hazai okok között nem szerepelnek a Föld más területein jelentős problémaként elkönyvelt hatások, mint például az erdőterület zsugorodása, az erdők túlhasználata, erdőtüzek vagy a tengerszint jelentős emelkedése.

1. táblázat: A genetikai szempontból veszélyeztetett fa- és cserjefajok listája a veszélyeztetettség típusa és mértéke szerint
Table 1: Tree and other woody forest species considered to be threatened from genetic conservation point of view

Genetikailag veszélyeztetett fajok

Fajnév	A veszélyeztetettség típusa (kód)	A veszélyeztetettség foka		
		Erősen	Közepesen	Kismértékben
<i>Castanea sativa</i>	5,7		X	
<i>Malus sylvestris</i>	1,2,4,6,7	X		
<i>Populus nigra</i>	1,2,3,4,6,7		X	
<i>Pyrus pyraister</i>	1,2,6,7		X	
<i>Quercus pubescens</i>	1,2,4			X
<i>Quercus virgiliana</i>	1,2,4			X
<i>Ulmus glabra</i>	1,2,4,5	X		
<i>Ulmus laevis</i>	1,2,3,4,5		X	
<i>Ulmus minor</i>	1,2,5		X	

Védett, ill. veszélyeztetett fa- és cserjefajok

Fajnév	A veszélyeztetettség típusa (kód)	A veszélyeztetettség foka		
		Erősen	Közepesen	Kismértékben
<i>Acer acuminatilobum</i>	7	X		
<i>Alnus viridis</i>	1,4		X	
<i>Betula pubescens</i>	1,4		X	
<i>Carpinus orientalis</i>	1,4,7	X		
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	1,2,4			X
<i>Cotoneaster matrensis</i>	1,2,4			X
<i>Cotoneaster niger</i>	1,2,4			X
<i>Cotoneaster tomentosus</i>	1,2,4			X
<i>Crataegus nigra</i>	1,2,4		X	
<i>Crataegus ovalis</i>	1,2,7	X		
<i>Crataegus rosaeformis</i>	1,2,7	X		
<i>Crataegus x degenii</i>	1,2,7	X		
<i>Daphna cneorum</i>	1,2,4		X	
<i>Daphne laureola</i>	1,2,4		X	
<i>Daphne mezereum</i>	1,2,4			X
<i>Ephedra distachya</i>	2,3,7		X	
<i>Hippophae rhamnoides</i>	2,3,7		X	
<i>Lonicera caprifolium</i>	1,4		X	
<i>Myricaria germanica</i>	1,2,4		X	
<i>Prunus tenella</i>	1,4		X	
<i>Pyrus magyarica</i>	1,6,7	X		
<i>Pyrus nivalis</i>	1,6,7	X		

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

Fajnév	A veszélyeztetettség típusa (kód)	A veszélyeztetettség foka		
		Erősen	Közepesen	Kismértékben
<i>Rhamnus saxatilis</i>	1,4		X	
<i>Ribes petraeum</i>	1,4		X	
<i>Ribes alpinum</i>	1,4		X	
<i>Ribes nigrum</i>	1,4		X	
<i>Rosa facsarii</i>	1,4,7	X		
<i>Rosa kmetiana</i>	1,4,7	X		
<i>Rosa pendulina</i>	1,4,7		X	
<i>Rosa sancti-andreae</i>	1,4,7	X		
<i>Rubus saxatilis</i>	1,4	X		
<i>Ruscus aculeatus</i>	1,4		X	
<i>Ruscus hypoglossum</i>	1,4		X	
<i>Salix aurita</i>	1,4		X	
<i>Salix elaeagnos</i>	1,4		X	
<i>Salix pentandra</i>	1,4		X	
<i>Sorbus aria</i>	1,7		X	
<i>Sorbus domestica</i>	1,7		X	
<i>Sorbus kistajok</i>	1,2,4,7	X		
<i>Spiraea crenata</i>	1,4			
<i>Spiraea media</i>	1,4			X
<i>Spiraea salicifolia</i>	1,4			
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	1,4	X		
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1,4			X
<i>Vitis sylvestris</i>	1,4		X	

A táblázatokban szereplő veszélyeztetettség típusok: 1: Az erdei ökoszisztéma genetikai diverzitásának csökkenése; 2: Fokozódó erdőgazdálkodási igénybevétel; 3: Versenyhelyzet a földhasznosítás módjában; 4: Az élőhelyek feldarabolódása; 5: Növény-egészségügyi problémák, fertőzések és betegségek; 6: Termesztett rokonfajok introgressziója, bekeresztződése; 7: Erősen széttöredezett, elszigetelt populációstruktúra

Hangsúlyoznunk kell azonban, hogy nincsenek egyértelmű információk a fajokat veszélyeztető egyéb – és világszerte gondot okozó – tényezőkre vonatkozóan, mint az invazív fajok ellenőrizetlen térnyerése, a termőtalan és a talajvíz elsavasodása, az élőhelyek szárazodása. A jelenségek előfordulnak hazánkban is, de tudományos összefüggések nem ismertek, ezért ezeket a veszélyforrásokat nem szerepeltettük a felsorolásban.

A genetikai változatosság ismerete segít felmérni, megérteni és modellezni is a faállományok környezeti változásokra adott adaptációs válaszait. A származási kísérletekkel, nemesítési programokkal, illetve az utóbbi évtizedekben genetikai vizsgálatokkal kibővülő ismeretanyag (2. táblázat) tette lehetővé, hogy az erdészeti jelentőségű fafajok esetében egyre megalapozottabb szakmai döntések születhessenek.

2. táblázat: Erdészeti szempontból fontos fafajok, melyekről genetikai információk állnak rendelkezésre
 Table 2: Forest species for which genetic variability has been evaluated

Fajnév	Bélyegek, jellemzők		
	Morfológiai	Adaptív	Molekuláris
<i>Castanea sativa</i>	x	x	
<i>Fagus sylvatica</i>	x	x	x
<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>pannonica</i>	x	x	
<i>Fraxinus excelsior</i>	x	x	
<i>Juglans nigra</i>	x	x	
<i>Juglans regia</i>	x	x	
<i>Larix decidua</i>	x	x	
<i>Picea abies</i>	x	x	
<i>Pinus nigra</i>	x	x	
<i>Pinus strobus</i>	x	x	
<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	x
<i>Populus alba</i>	x	x	x
<i>Populus nigra</i>	x	x	x
<i>Populus x canescens</i>	x	x	x
<i>Populus</i> hibridfajták	x	x	x
<i>Prunus avium</i>	x	x	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	x	x	
<i>Pyrus pyraister</i>	x	x	
<i>Quercus petraea</i>	x	x	x
<i>Quercus pubescens</i>	x	x	x
<i>Quercus robur</i>	x	x	x
<i>Quercus rubra</i>		x	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	x	x	x
<i>Salix alba</i>	x	x	
<i>Sorbus torminalis</i>	x	x	x
<i>Ulmus glabra</i>	x		
<i>Ulmus laevis</i>	x		
<i>Ulmus minor</i>	x		
<i>Ulmus pumila</i>		x	

A genetikai változatosságról rendelkezésre álló ismeretanyag tette lehetővé, hogy a génmegőrzési programokat célirányosabban végezhessük. Emellett hozzájárult a származási körzetek kijelölésének tudományos megalapozásához is. Egy származási körzeten belül a faj egyedeit egy vagy több genetikai jellegzetesség, illetve tulajdonság köti össze, ami alapján gazdálkodási szempontok szerint egységesen kezelhetők, de ami egyben meg is különbözteti a más 'származású' állományok csoportjától. Sok fafaj esetében az ország teljes területe számít egy származási körzetnek, de a rendelkezésre álló genetikai ismeretek alapján az állományalkotó fafajok esetében 3–6 származási körzet létrehozása volt indokolt.

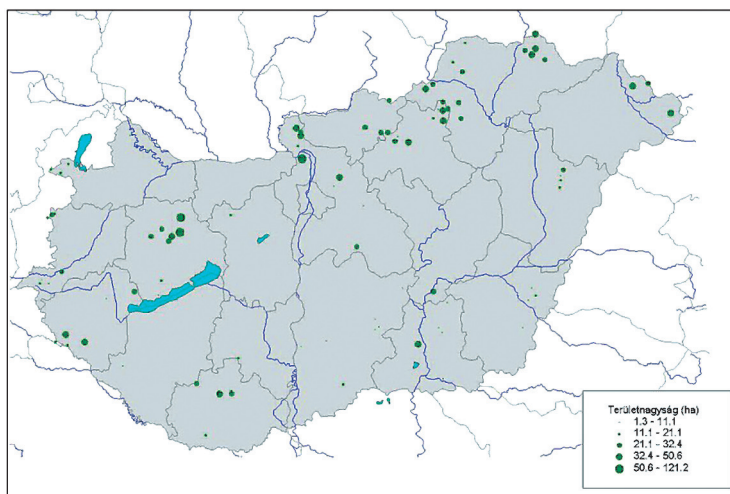
AZ ERDÉSZETI FAFAJOK GÉNMEGŐRZÉSÉNEK HELYZETE

In situ génmegőrzés

Az európai erdők védelme ügyében rendezett miniszteriális konferenciák ajánlásainak megfelelően a hazai stratégia is elsősorban a dinamikus *in situ* módszerekre épül. 2000–2004 között a Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium megbízásából az akkori Állami Erdészeti Szolgálat felügyelete mellett az NGT EMB által reprezentált szakértői csoport elvégezte a hazai bükk, kocsányos tölgy és kocsánytalan tölgy génrezervátum-hálózat létrehozására alkalmas területek felkeresését, leírását, nyilvántartásba vételét, valamint elkészítette a kandidáns állományok erdőrészlet szintű kezelési tervét. A javasolt területek közül a munkabizottság 99 jelöltet (KST 34, KTT 22, B 27, elegyes 12, erdei- és lucfenyő 4 állomány, 2288 ha összterület) tartott alkalmasnak a leendő hálózatba való beillesztésre (1. ábra).

Az *in situ* génmegőrzés jelenlegi helyzete, problémái

Az *in situ* génrezervátum-hálózat létesítése terepi munkáinak befejeztével, 2003–2004 telén úgy tűnt, hogy az akkor hatályos erdőtörvény védett erdőről szóló pontjainak értelmezési problémái miatt a génrezervátum-területek várhatóan természetvédelmi oltalom alá kerülnek. A természetvédelem és a génmegőrzés érdekei, céljai nagyon hasonlóak, prioritásaik azonban nem feltétlenül esnek egybe. Ez azt eredményezheti egyes esetekben, hogy az általában statikus szemléletű természetvédelem és az alapvetően gazdasági-gazdálkodási érdek által vezérelt génmegőrzés szempontjából kívánatos tevékenységek nem egyeztethetők össze. Elsősorban a megőrzött génforrások szaporítóanyagának begyűjtése, felhasználása szempontjából szükséges beavatkozások ütközhetnek az élőhely és/vagy a társulás bolygatatlanságának fenntartásával. Noha az erdőgazdálkodók részéről komoly szakmai támogatást kapott a génrezervátumok kijelölése, a területek esetleges természetvédelmi oltalom alá helyezése komoly ellenérzéseket és egyes esetekben elutasítást eredményezett.



1. ábra: A kijelölésre javasolt, génrezervátumok számára alkalmas területek (Nyári L.)

Figure 1: Candidate stands for *in situ* gene reserves (L. Nyári)



A fentiek mellett a jogszabályi háttér a kijelölés eljárásrendjét, illetve a fenntartás finanszírozását, felügyeletét és ellenőrzését sem szabályozta egyértelműen és elégségesen. E problémák miatt a génrezervátumok hivatalos kijelölése közel egy évtizedet késett. A tanulmány készítésének időszakában 1 bükk (*Fagus sylvatica* L.) és 2 kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) *in situ* génrezervátumot tartott nyilván a növénytermesztési hatóság (NÉBIH).

Az erdészeti génmegőrzés 1998–1999-re kidolgozott alapelvei a klímaváltozással nagyon korlátozottan számolnak, így ezek módosítása szükséges mind a fókuszpontok, prioritások, mind pedig a fenntartandó génforrások meghatározásának elvével és technikájával kapcsolatban. Az eddigi kijelölési gyakorlat nem feltétlenül eredményezett – ökológiai értelemben – reprezentatív jellegű megőrzési hálózatot, ebből általában épp a közeljövőben növekvő jelentőségű, extrémbe hajló termőhelyen álló populációk maradtak ki. A meglévő rendszer emiatt is kiegészítésre, felülvizsgálatra szorul. Átgondolandó a marginalizálódó populációk fenntartásának szükségessége és technikája. A fafaj-preferenciák várható átrendeződésének meg kell jelennie a prioritások meghatározásában is.

A hazai populációk adaptív jellegű genetikai változatosságára vonatkozó ismereteink a 2001–2004-es kijelölések óta érdemben nem bővültek, ezért ezeket erőltetett ütemben lenne szükséges pótolni. A genetikai változatosság közelítésére alkalmazott jellemzők (állományszerkezet és -történet, fenotípus, fenológia, termőhely) a jövőben nehezen lesznek használhatók a megőrzésre érdemes és alkalmas populációk kiválasztására, ezért az ilyen irányú kutatások a továbbiakban nélkülözhetetlenek.

Ex situ génmegőrzés

Az *in situ* megőrzési módszerek nem alkalmazhatók minden esetben. Kiemelkedő jelentőségű egyedek, ökológiai, gazdasági vagy egyéb szempontból értékes genotípusok, fajtajellegű anyagok (nemesített fajták, klónösszeállítások, nemesítési alapanyagot tartalmazó gyűjtemények) fenntartása során csak statikus módszerek vezethetnek eredményre, ugyanis az ivaros szaporodás révén beálló rekombináció, génáramlás szétzilálja a fenntartani kívánt értékes génkombinációkat. Egyes faegyedek, kis létszámú populációtöredékek fenntartására alapvetően az *ex situ* módszerek alkalmasak. Ugyancsak ezek alkalmazandók, amikor a génforrás – vagy annak élőhelye – valamilyen ok (környezeti kár, károsítók, kórokozók, de akár kompetíció, szukcessziós folyamatok vagy éppen emberi hatások, esetleg rokonfajok vagy természetett fajták introgressziója) miatt veszélyeztetett. Ilyenkor a megőrizni kívánt növényanyagot evakuálják, és biztonságos, hosszú távú megőrzését lehetővé tevő, ellenőrzött környezetben helyezik el. A jelenleg létező *ex situ* gyűjtemények döntő többségét korábbi kutatási, nemesítési programok során hozták létre. Ezek jellegétől és eredeti céljától függetlenül azonban jelentős mennyiségű, a hazai génmegőrzés szempontjából fontos növényanyagot tartalmaznak (3. táblázat).

3. táblázat: Az ex situ génmegőrzéssel érintett fajok listája a génmegőrzési módok szerinti csoportosításban

Table 3: Ex situ conservation by species and by measures

Fajnév	Fajgyűjtemények, származási vagy utódvizsgálatok, génmegőrző állományok		Klóngyűjtemények, génbanki gyűjtemények	
	Száma	Megőrzött tételek száma	Száma	Megőrzött tételek száma
<i>Castanea sativa</i>	1	386		
<i>Fagus sylvatica</i>	1	36		
<i>Fraxinus angustifolia</i>			1	15
<i>Juglans regia</i>	22		2	118
<i>Larix decidua</i>	9	222	3	300
<i>Picea abies</i>	1	1100	4	265
<i>Pinus nigra</i>	5	75	3	200
<i>Pinus sylvestris</i>	20	321	4	750
<i>Populus nigra</i>	2	1250	6	2183
<i>Populus alba</i>	1	7	1	45
<i>Prunus avium</i>	1	14	2	60
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	3	125	2	15
<i>Pyrus</i> fajok			2	120
<i>Quercus petraea</i>	1	80	2	60
<i>Quercus robur</i>	2	184	5	310
<i>Robinia pseudoacacia</i>	2	18	9	240
<i>Salix alba</i>			3	250
<i>Salix viminalis</i>			1	19
<i>Sorbus torminalis</i>			2	128
<i>Sorbus domestica</i>			1	25
<i>Ulmus laevis</i>	1	302		
<i>Ulmus minor</i>	2	488		
<i>Ulmus pumila</i>	1	345	1	9

GAZDÁLKODÁS AZ ERDÉSZETI GENETIKAI ERŐFORRÁSOKKAL ÉS AZ ERŐFORRÁSOK HASZNOSULÁSA, A SZAPORÍTÓANYAG-GAZDÁLKODÁS HELYZETE

Magyarországon az erdészeti szaporítóanyagok előállítása és forgalmazása jogilag szabályozott keretek között folyik. A szabályozás alapjait nemzetközi – az Európai Unió, illetve az OECD előírásaira alapozott – egyezmények biztosítják, kiegészítve a hazai sajátosságok által is támogatott igényekkel. A szabályozás alapvetően biztosítja az erdőgazdálkodásban felhasznált szaporítóanyagok nyomonkövethetőségét, azaz a szaporítóanyagra jellemző és meghatározó genetikai információk rendelkezésre állását. A jogszabályi környezet és a génmegőrzési tevékenységek erősségeit és hiányosságait elemző részt a cikk végén szerepeltetjük.

A megtermelt és felhasznált szaporítóanyag mennyisége a XX. század vége óta folyamatosan csökken, de még így is jelentős az évente előállított szaporítóanyag mennyisége. A 2010-2011. évi szezonban termelt

200 millió darab csemetét meghaladó mennyiség (4. táblázat) a jóval erdősültebb Németország vagy Franciaország termelési volumenével van egy szinten. Ennek okai sokrétűek, amelyekkel ebben a cikkben nem kívánunk foglalkozni. Az előállított szaporítóanyag meghatározó része – vetőmagok esetén 95%, ültetési anyagok esetén 63% – származásazonosított kategóriában kerül forgalomba. Ez a tény magában is komoly kérdéseket vet fel, mivel a származásazonosított kategória esetében a származási hely beazonosításán túl gyakorlatilag semmilyen genetikai információ nem áll az erdőgazdálkodók rendelkezésére, amire pedig a megfontolt szakmai döntésekhez alapvetően szükség lenne.

A valamilyen szintű nemesítési folyamathoz köthető szaporítóanyag-kategóriák – kiválasztott, kiemelt, illetve vizsgált – aránya csak bizonyos fafajok körében számottevő. Az akác és az erdeifenyő esetében jogszabály zárja ki a származásazonosított kategóriájú szaporítóanyagokat, a vegetatív szaporítású nyár- és fűzfajták esetében pedig a szaporítási követelmények miatt csak a kiemelt vagy vizsgált kategória engedélyezett. Ezen kívül még a korábbi évtizedekben nemesített fenyőfajták vizsgált és kisebb mértékben kiemelt kategóriájú, valamint az *ex situ* génmegőrzéssel érintett *Populus*, *Prunus*, *Quercus*, *Salix*, *Sorbus*, *Ulmus* nemzetségek kiemelt kategóriájú szaporítóanyag-tételei jelennek meg a piacon.

4. táblázat: Termelt és minősített szaporítóanyagok (vetőmag és ültetési anyag) mennyisége a 2010–2011-es szezon termelési adatai alapján

Table 4: Forest reproductive material production and identification (seed, seedlings, vegetatively propagated material) in 2010–2011

Fajnév	Termelt vetőmag mennyisége összesen (kg)	Ebből származásazonosított kategóriájú vetőmag (kg)	Termelt csemete származásazonosított kategóriában (db)	Gyökerez dugvány (db)	Termelt ültetési anyag mennyisége összesen (db)
<i>Acer campestre</i>	1279	1279	2 141 220		2 141 220
<i>Acer platanoides</i>	763	763	1 680 70		1 690 70
<i>Acer pseudoplatanus</i>	2948	296	4 193 320		4 591 320
<i>Acer tataricum</i>	220,2	220,2	428 800		428 800
<i>Alnus glutinosa</i>	540,5	540,5	4 709 500		4 709 500
<i>Betula pendula</i>	104	104	727 500		727 500
<i>Carpinus betulus</i>	664	657	1 837 000		1 922 000
<i>Castanea sativa</i>	500	100	37 500		72 000
<i>Fagus sylvatica</i>	5701	4811	6 250 100		8 423 100
<i>Fraxinus angustifolia</i>	2152	2152	4 290 840		4 290 840
<i>Fraxinus excelsior</i>	2093	2093	2 991 600		2 991 600
<i>Fraxinus ornus</i>	387	387	977 150		977 150
<i>Juglans nigra</i>	63667	63667	1 182 230		1 182 230
<i>Larix decidua</i>	26,8	12	260 000		533 900
<i>Malus sylvestris</i>	107,7	107,7	1 457 680		1 457 680
<i>Picea abies</i>	28	28	2 638 500		2 638 500
<i>Pinus nigra</i>	57,4	433,4	6 699 500		10 870 500
<i>Pinus sylvestris*</i>	193,8				6 977 600
<i>Populus alba</i>	41,8	34,8	1 580 000		1 770 000
<i>Populus nigra</i>	71,5	66	1 582 300	290 100	1 872 400
<i>Populus tremula</i>	3	3	576 000		576 000

4. táblázat (folytatás)

Table 4 (cont.)

Fajnév	Termelt vetőmag mennyisége összesen (kg)	Ebből származás-azonosított kategóriájú vetőmag (kg)	Termelt csemete származás-azonosított kategóriában (db)	Gyökerez dugvány (db)	Termelt ültetési anyag mennyisége összesen (db)
<i>Populus x canescens</i>	579,2	579,2	7 336 760		7 336 760
<i>Populus</i> hibridek, fajták				4 429 625	4 429 625
<i>Prunus avium</i>	923	96	1 143 200		1 209 200
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	6,1				56 400
<i>Pyrus pyraister</i>	493	493	1 982 460		1 982 460
<i>Quercus cerris</i>	10701	10701	9 880 560		9 880 560
<i>Quercus petraea</i>	17699	111799	15 676 010		18 552 620
<i>Quercus pubescens</i>	1000	1000	225 500		225 500
<i>Quercus robur</i>	181556	17756	30 003 370		31 693 870
<i>Quercus rubra</i>	15153	14157	2 527 600		3 009 600
<i>Robinia pseudoacacia*</i>	6571,2			84 230	50 649 379
<i>Salix alba</i>				367 890	367 890
<i>Salix viminalis</i>				32 000	32 000
<i>Sorbus aucuparia</i>	15,1	15,1	198 300		198 300
<i>Sorbus domestica</i>	10	10	30 200		30 200
<i>Sorbus torminalis</i>	12	12	10 200		10 200
<i>Tilia cordata</i>	285,5	285,5	1 024 900		1 024 900
<i>Tilia platyphyllos</i>	408	408	107 550		107 550
<i>Tilia tomentosa</i>	961	961	286 630		286 630
<i>Ulmus laevis</i>	143	128	850 600		1 148 600
<i>Ulmus minor</i>	56,7	56,7	511 300		511 300
Összesen	508480,5	484446,1	127 036 040	5 203 845	202 588 044

* A megjelölt fajok esetében a származás azonosított kategóriájú szaporítóanyag felhasználása nincs engedélyezve Magyarországon.

5. táblázat: Az erdészeti fajok nemzetközi vetőmag-forgalmazásának adatai öt év (2007–2011) átlagában

Table 5: Seed transferred internationally per annum (average of 5 years, 2007–2011)

Fafaj	A vetőmag mennyisége (kg)		Fafaj	A vetőmag mennyisége (kg)	
	Import	Export		Import	Export
<i>Abies cephalonica</i>	1,0		<i>Picea abies</i>	60,0	83,0
<i>Abies grandis</i>	25,0		<i>Pinus nigra</i>	400,0	24,0
<i>Acer campestre</i>		8492,0	<i>Pinus sylvestris</i>		20,0
<i>Acer platanoides</i>	5,0	8432,0	<i>Populus x canescens</i>		1,0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	42,8	367,0	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	65,3	
<i>Acer tataricum</i>		54,8	<i>Pyrus pyraister</i>	1,0	184,6

5. táblázat (folytatás)
Table 5 (cont.)

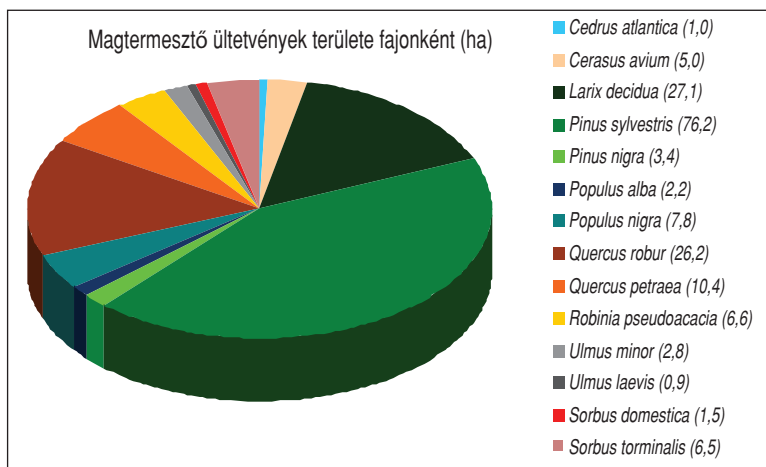
Fafaj	A vetőmag mennyisége (kg)		Fafaj	A vetőmag mennyisége (kg)	
	Import	Export		Import	Export
<i>Betula pendula</i>		355,7	<i>Quercus petraea</i>	311592,7	7571,0
<i>Carpinus betulus</i>	7,0	8185,0	<i>Quercus pubescens</i>	36700,0	
<i>Castanea sativa</i>		2260,0	<i>Quercus robur</i>	695904,5	2460,0
<i>Cerasus avium</i>	50,0	6761,0	<i>Quercus rubra</i>	940,0	4960,0
<i>Fagus sylvatica</i>	7976,0	476,9	<i>Robinia pseudoacacia</i>		654,5
<i>Fraxinus angustifolia</i>		115,5	<i>Sorbus aucuparia</i>		434,3
<i>Fraxinus excelsior</i>	64,0	115,0	<i>Sorbus domestica</i>	1,0	52,8
<i>Fraxinus ornus</i>		323,0	<i>Sorbus torminalis</i>	1,0	654,7
<i>Juglans nigra</i>		10041,0	<i>Tilia cordata</i>	11,0	970,5
<i>Larix decidua</i>		2,0	<i>Tilia platyphyllos</i>	1,0	3843,0
<i>Malus sylvestris</i>		144,0	<i>Tilia tomentosa</i>		835,0

Az összképet árnyalja az is, ha terméshiány miatt valamely fafajból komolyabb mennyiségű külföldi szaporítóanyag érkezik be az országba. Jellemzően azért, mert a legtöbb európai országban a származásazonosított kategóriájú szaporítóanyag-források felhasználását a jogszabályok nem engedélyezik, és a forgalomba kerülő szaporítóanyag-tételek csak kiválasztott vagy magasabb kategóriában minősíthetők. A kiválasztott kategória például gyakran fordul elő a ritkán termő bükk- vagy a tölgyfajok szaporítóanyagai esetében.

A nemzetközi forgalomba kerülő szaporítóanyagok mennyisége az ország EU-s csatlakozása óta volumenében nem sokat változott. Az 5. táblázat a vetőmagok forgalmát mutatja öt év átlagában. Az uniós tagság lazított a kereskedelem korlátain, bár azokat teljesen nem szüntette meg. Az adatokból kirajzolódó trendek genetikai szempontból nézve erősen megkérdőjelezhetők. Állományalkotó fafajaink – elsősorban a tölgyek és bükk – esetében jelentős mennyiségű külföldi szaporítóanyag érkezik az országba, jellemzően nem a tőlünk délre eső, a klímaváltozás miatt esetleg preferálandó területekről. Elegyfajaink esetében viszont jelentős kiáramlás mutatkozik, elsősorban a tőlünk nyugatra eső országokba.

AZ ERDÉSZETI NEMESÍTÉS SZEREPE, JELENTŐSÉGE ÉS EREDMÉNYEI

Korábban az *ex situ* génmegőrzés nem kizárólagosan, de meghatározó mértékben a nemesítési alapanyagok fenntartását és biztosítását célozta meg. A magyar erdészeti nemesítés fénykora a XX. század 40–50-es éveiben kezdődött, eredményei akkor alapozódtak meg. Nemzetközi összehasonlításban a nemesített növényi szaporítóanyagok hasznosítása és felhasználása átlagosnak mondható, de az elmúlt 20 évben csökkenő tendenciát mutat. Ennek okai összetettek, de elsősorban a természetközeli erdőgazdálkodás iránti társadalmi igények növekedése és a kínálati fapiaci helyzet miatt csökken az intenzív ültetvényes gazdálkodás területe. A hazai erdészeti nemesítés bázisát jelentő növényanyag mennyiségét, illetve annak eredményeit mutatja be 2. ábra és a 6–7. táblázat.



2. ábra: Magtermesztő ültetvények
Figure 2: Seed orchards

6. táblázat: Nemesítési programok (MP: többcélú hasznosítás, NOFP: nem-fa termékek)
Table 6: Improvement programmes (MP: multi-purpose, NOFP: non-wood forest products)

Faj	Nemesítési cél					
	Iparifa	Rostfa	Energia	MP	NOFP	Egyéb
<i>Castanea sativa</i>				x	x	
<i>Cedrus atlantica</i>	x					x
<i>Fagus sylvatica</i>	x					
<i>Fraxinus excelsior</i>	x					
<i>Juglans regia</i>	x					
<i>Larix decidua</i>	x					
<i>Picea abies</i>	x					
<i>Pinus nigra</i>	x	x				
<i>Pinus sylvestris</i>	x	x				
<i>Populus alba</i>	x					
<i>Populus nigra</i>	x					
<i>Populus x canescens</i>	x					
<i>Populus x euramericana</i>	x	x	x			x
<i>Prunus avium</i>	x					
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	x					
<i>Quercus petraea</i>	x					
<i>Quercus robur</i>	x					
<i>Quercus rubra</i>	x					
<i>Robinia pseudoacacia</i>	x		x	x		
<i>Salix alba</i>	x		x			
<i>Salix viminalis</i>			x	x		
<i>Ulmus pumila</i>	x					x

7. táblázat: Törzsfák száma, kísérletbe vagy használatba vont növényanyag fajajonként
Table 7: Number of plus trees and genetic tests by species

Faj	Törzsfák	Származási kísérletek	Utód-vizsgálatok	Klónvizsgálatok		
	db	Származások száma	Utódsorok száma	Vizsgált klónok száma	Ígéretes klónok száma	Használatba vont klónok száma
<i>Castanea sativa</i>			16			
<i>Cedrus atlantica</i>	36					
<i>Fagus sylvatica</i>		36				
<i>Fraxinus excelsior</i>		12				
<i>Juglans regia</i>	118					
<i>Larix decidua</i>	300	62	160			
<i>Picea abies</i>	265	1100				
<i>Pinus nigra</i>	200	33	42			
<i>Pinus sylvestris</i>	750	89	232			
<i>Populus alba</i>	58	7		10		
<i>Populus nigra</i>	175	54				
<i>Populus x canescens</i>	12					
<i>Populus hibridfajták</i>	800			786	69	27
<i>Prunus avium</i>	22		18			
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	15	125				
<i>Quercus petraea</i>		80				
<i>Quercus robur</i>	27	40	144			
<i>Robinia pseudoacacia</i>	200		8	193		
<i>Salix alba</i>	56					
<i>Salix viminalis</i>	19			4		
<i>Ulmus pumila</i>	9		345			

AZ ERDÉSZETI GENETIKAI ERŐFORRÁSOK ÉS A TÁRSADALOM KAPCSOLATA

Európa sok országában ma már nem csupán az erdészeti genetikai erőforrásokhoz való hozzáférést, de a hasznosítást, a felhasználást, az alkalmazás módját is jogilag szabályozzák. Az oltalmazott fajták értékes génjeinek szabadalmi védettsége komoly etikai kérdéseket is felvet: korlátozható-e jogi, illetve szabadalmi eszközökkel a helyi génkészletből származó új fajta génjeinek helyi hasznosítása? Magyarországon a génmegőrzés jogszabályi alapjai biztosítottak, de a fenti szempontok még nem jelentek meg sem a társadalmi elvárások, sem a jogszabályalkotás szintjén. Fontos jövőbeli feladatot jelent e kérdéskör jogalkotásos vagy -harmonizációs rendezése, a nemzetközi jogszabályi környezethez, szabadalmi gyakorlathoz igazodó hiánytalan törvényi háttér, szakmai, felületesi környezet kialakítása (8. táblázat) is.

8. táblázat: Fejlesztési lehetőségek és igények az erdészeti genetikai erőforrásokat érintő jogi szabályozásban
 Table 8: Needs for developing forest genetic resources legislation

Szakmai és társadalmi igények	A szükségesség szintje			
	Nem jelentős	Alacsony	Közepes	Magas
Az erdészeti genetikai erőforrások jogszabályi háttérének fejlesztése			X	
A dokumentálás fejlesztése		X		
Igény a jogsértések szankcionálásra	X			
Az erdészeti genetikai erőforrásokkal kapcsolatos jogszabályok kialakítása			X	
A meglévő jogszabályok hatékonyságának növelése				X
A génmegőrzés hatósági működésének fejlesztése	X			
Állandó nemzeti génmegőrzési bizottság felállítása	X			

A GÉNMEGŐRZÉS PÉNZÜGYI TÁMOGATÁSA

A jelentés kiemelten hangsúlyozta azt a kettősséget, amely a XXI. század első 10 évének génmegőrzési folyamatait jellemezte. Egyrészt jelentősen megnőtt a szakmai és a társadalmi aktivitás az erdészeti genetikai erőforrások megőrzése és ésszerű hasznosításaterén. Fokozatosan nőtt az igény a génmegőrzési tevékenységek igényes, szakmailag is megalapozott ellátására, amelyhez megfelelő társadalmi és szakmai támogatás is társult.

A földművelésügyi tárca Biológiai Alapok támogatási rendszere 2003-ig normatívan támogatta a géngyűjtemények, törzsállományok, központi törzslétesítmények létesítését és fenntartását. A fejlesztési források huzamosabb ideig elérhetőek voltak, ennek eredményeként a központi törzslétesítmények kapacitása jelentősen bővül mind a magán-, mind pedig az állami szektorban. A támogatásokért évente kell folyamodni a Vidékfejlesztési Minisztérium pályázati kiírása alapján más mezőgazdasági – azaz az erdészeti költségvetéstől elkülönülő forrású – támogatásokkal együtt. Az utóbbi években a finanszírozás kiszámíthatatlanabbá vált, a kormányzati támogatási jogcímek pénzügyi forrásai pedig évről évre – nemcsak reálértékben, hanem abszolút értékben is – fokozatosan csökkentek. Az ország EU-s csatlakozása előtti években 50–80 millió forintos fenntartási és fejlesztési támogatási keret állt rendelkezésre, amely 2010–2011-re 30 millióra zsugorodott, és csak fenntartási célokat szolgáló jogcímekre használható fel. A fenntartási támogatások és kutatási pályázatok eseti jellege megnehezíti a biztonságos, hosszú távú megőrzést még intézményi keretek között is, nem beszélve a gazdasági társaságok vagy magángazdálkodók kezelésében álló gyűjtemények esetéről. Az elmúlt év negatív fejleménye, hogy a Vidékfejlesztési Minisztérium az erdészeti (és csakis az erdészeti) génmegőrzés esetében a támogatott növényanyag körét az őshonos fajokra szűkítette le.

Ez a tény számottevően visszafogta az évezred beköszöntével még – nemzetközi összehasonlításban is – jelentős szakmai programok mennyiségét és minőségét is. Így például a fekete nyár génmegőrzésének tervezett országos szintű lefedettségében nagy kiterjedésű területi hiátusok maradtak.

A GÉNMEGŐRZÉS ÉS AZ OKTATÁS, KUTATÁS, ILLETVE A TÁRSADALMI TÁJÉKOZTATÁS KAPCSOLATA

A felsőoktatási képzések keretében az erdészeti genetika, illetve az erdészeti génmegőrzés tantárgyak nemzetközi szintű ismereteket nyújtanak a diplomások számára. Az Erdészeti Tudományos Intézet korábban is végzett – elsősorban a nemesítési tevékenységekhez kapcsolódóan – génmegőrzési feladatokat, de az elmúlt évtizedekben fokozatosan növelte aktivitását a fontos erdészeti fajok hazai genetikai erőforrásainak feltárása, felmérése, tudatos megőrzése területén. Az erdészeti genetikai erőforrások megőrzése és fenntartható hasznosítása érdekében elsődleges fontosságú:

- az őshonos fajok genetikai állapottelmérése és hosszú távú monitoringozása,
- a klímaváltozás genetikai erőforrásokra gyakorolt hatásainak és következményeinek vizsgálata, valamint
- tudományos igényű módszerek és gyakorlati útmutatók kidolgozása a klímaváltozás várható hatásainak csökkentésére mesterségesen támogatott migrációs folyamatok elősegítésével, illetve az erdészeti szaporítóanyag-források tudatos és tervezett használatával.

Ezek az igények összhangban vannak a génmegőrzés általános prioritásaival is. A 9. táblázatban rangsorolt prioritások és igények azt mutatják, hogy komoly változásokra lenne szükség a génmegőrzés jelentőségének társadalmi megítélésben.

9. táblázat: Igények és prioritások a társadalmi kapcsolatok területén

Table 9: Awareness raising needs and priorities

Igények és célok	A szükségesség szintje			
	Nem jelentős	Alacsony	Közepes	Magas
Erdészeti genetikai ismeretek közvetítése		X		
Kommunikációs stratégia kidolgozása a tárgykörben			X	
Az információszolgáltatás javítása			X	
Az oktatás és képzés hatékonyságának növelése				X
Az erdészeti genetikai erőforrások által biztosított javak, szolgáltatások bemutatása				X

A génmegőrzés területén a nemzetközi kapcsolatok fontosságát általában nem kell, de ha szükséges, a „Fajok nem ismernek politikai határokat” frázissal szokás külön hangsúlyozni. A jelentés megállapította, hogy ezen a téren elég jól áll a szakterület. Hazánk tagja az európai erdészeti génmegőrzési tevékenységeket szervező és koordináló EUFORGEN szakmai-szakértői együttműködési programnak, annak 1995-ös megalakulása, első ülése is Magyarországhoz köthető. Az EUFORGEN elindítását a FAO Növényi Genetikai Erőforrások Intézete (IPGRI, mai nevén Bioversity International) kezdeményezte, s a tagság révén bekapcsolódtunk több szakmai programba, munkacsoportba, valamint nemzetközi kutatási programba (EUFGIS, EVOLTREE, FORGER, T4F), amelyek megkönnyítik a páneurópai szakmai adatbázisokhoz, génbanki gyűjteményekhez való kapcsolódást, hozzáférést.

10. táblázat: *Igények és prioritások a nemzetközi együttműködésben*
 Table 10: *Needs and priorities in international collaboration and networking*

Igények és célok	A szükségesség szintje			
	Nem jelentős	Alacsony	Közepes	Magas
A genetikai diverzitás jelen állapotának vizsgálata	X			
Az in situ megőrzés fejlesztése				X
Az ex situ megőrzés fejlesztése			X	
Az erdészeti genetikai erőforrások felhasználásának fejlesztése				X
A kutatási terület fejlesztése			X	
Az oktatás és képzés fejlesztése				X
A jogszabályi háttér fejlesztése		X		
Az információkezelés és a korai jelzőrendszerek fejlesztése			X	
A társadalmi kapcsolatok (PR) fejlesztése				X

FELHASZNÁLT IRODALOM

A jelentés és egyben jelen kézirat háttéranyagait a Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal (NÉBIH) Erdészeti Igazgatóságának (EI), illetve Növénytermesztési és Kertészeti Igazgatóságának (NKI) adatbázisai és nyilvántartásai biztosították. Az Erdészeti Állomány Adattár mellett a NÉBIH NKI által vezetett Erdészeti Szaporítóanyag-források Nemzeti Jegyzéke, az Országos Szaporítóanyag Leltár és a Génmegőrzési Állomány Adattár nyilvántartási adatait dolgoztuk fel.

- Bach I.; Bordács S. és Mátyás Cs. (szerk.) 1998: Az erdei fás növények génmegőrzési alapelveinek kidolgozása. Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet, Budapest
- Mátyás Cs.; Bach I. és Bordács S. (szerk.) 1999: Genetikailag veszélyeztetett, ritka fafajok génmegőrzésének gyakorlati teendői. Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet, Budapest

Érkezett: 2013. április 2.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Vadkörte

A vadkörte szabad állásban jellegzetesen gömbölyded koronaalakot mutat. Méretes példányai – erdőszegélyeken, szőlőkben, fás legelőkön – gyakran meghatározó tájképi elemek. Az idős, termő egyedek megritkulása, illetve a kultúrfajtákkal való kereszteződés nem elhanyagolható veszélyforrást jelent e faj génkészletére nézve.

Fotó és szöveg: Nagy László

A BÜKK ÉS A KOCSÁNYTALAN TÖLGY ELTERJEDÉSÉNEK SZÁRAZSÁGI HATÁRA

Czúcz Bálint¹, Gálhidy László² és Mátyás Csaba³

¹MTA Ökológiai Kutatóközpont, Funkcionális Ökológiai Osztály

²WWF Magyarország

³Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

A klímaváltozás feltételezett hatásának előrejelzése céljából finom léptékű elemzésnek vetettük alá a bükk és a kocsánytalan tölgy jelenlegi zonális elterjedését, illetve alsó/szárazsági elterjedési határát. Az előfordulások modellezésénél mindkét faj esetében a késő tavaszi és a nyári hőmérséklet-, illetve csapadékatatok bizonyultak a legfontosabb magyarázó változónak. A bükk érzékenységét a szárazságra jól mutatja az Ellenberg-index kiemelt jelentősége a vizsgált változók között. Más modellezések eredményével összhangban a különböző klímaszenáriókra számított elterjedésségi változások igen drasztikusak. Mivel már viszonylag csekély klimatikus változás is drámai mértékben csökkentheti mindkét faj elterjedését, a felkészülés és a megfelelő erdőgazdálkodási módszerek alkalmazása sürgető feladat, különösen a száraz határtermőhelyeken.

Kulcsszavak: szárazsági határ, alsó erdőhatár, aszálytolerancia, klímaváltozás, klímaniche-modellezés?

PRESENT AND FORECASTED DISTRIBUTION OF BEECH AND SESSILE OAK AT THE XERIC CLIMATIC LIMITS IN CENTRAL EUROPE

Abstract

In order to project the effects of expected climatic changes, distribution of European beech (*Fagus sylvatica*) and sessile oak (*Quercus petraea*) were analysed at the xeric limits in Hungary. A fine-scale analysis was combined with sophisticated screening for climate-dependent (zonal) occurrences. For both species, temperature and precipitation conditions in late spring and summer appear as principal variables determining the probability of presence. For beech, the importance of Ellenberg's climate quotient supports its sensitivity to summer drought. The calculated range shifts are drastic, similar to other results of statistic models. The applied approach allows a finer distinction of climatic threats on local scale and draws the attention to the urgency of preparative measures and application of proper silvicultural technologies.

Keywords: xeric limit, retracting limit, drought tolerance, climate change, climate niche modeling

BEVEZETÉS

Az Éghajlat-változási Kormányközi Testület (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) erre az évszázadra vonatkozó előrejelzései az egész mérsékelt övben, minden évszak esetében általános hőmérséklet-emelkedést mutatnak ki. Ennek hatását délebbi fekvésű régiókban a nyári félév csapadékának csökkenése is súlyosbíthatja (Solomon és mtsai 2007). A változások következményei ugyanakkor lényegesen eltérőek a fajok, különösen a fafajok északi és déli, illetve magassági elterjedési határain (Loehle 1998; Hampe és Petit 2005; Mátyás és mtsai 2009; Aitken és mtsai 2008). Az északi vagy felső elterjedési határt döntően a hőmérséklet határozza meg (termikus határ). A várható felmelegedés ott általában kedvezőbbé teszi az abiotikus környezetet, és segíti a fokozatos megtelepedést (szukcessziót). Ezzel szemben a déli, illetve alsó elterjedési határt gyakran a vízellátottság (xerikus, azaz szárazsági határ) és ezzel összefüggő egyéb, a versenyképességet csökkentő tényezők, mint a kártételek és betegségek alakítják ki (Hogg és mtsai 2005, 2008; Hlásny és Marek 2008; Mátyás és mtsai 2009). A hőmérséklet emelkedése és különösen a nyári csapadék hiánya már jelenleg is kimutatható következményekkel jár. Elhúzódó aszályokat követően kimutatták pl. a bükk felújulásának csökkenését (Czajkowski és mtsai 2005; Penuelas és mtsai 2007), az erdőállományok egészségi állapotának romlását (Csóka és mtsai 2007, 2009), fokozott gyérülését, esetenként teljes pusztulását (Berki és mtsai 2009). Mindez további következményként a szárazsági elterjedési határ¹ visszahúzóásával járhat, bár ilyen eseményről eddig csak kevesen számoltak be (Jump és mtsai 2009; Mátyás 2010; Mátyás és mtsai 2010b).

Az éghajlatváltozás hatásainak nyomon követésére az elterjedési területen tapasztalható jelenlegi (közel-múltbeli) éghajlat statisztikai elemzése nyújthat támpontot. Számos tanulmány foglalkozott már a legfontosabb erdőalkotó fafajokkal (pl. Sykes és mtsai 1996; Iverson és Prasad 2001; Rehfeldt és mtsai 2003; Ohlemüller és mtsai 2006), előrevetítve az elterjedés lehetséges elmozdulását, bár elsősorban a felső/északi erdőhatárra koncentrálnak. Közös hátránya az ilyen típusú modelleknek, hogy nélkülözik a valódi oksági kapcsolatot a klíma és az elterjedés között (áttekintéshez lásd Jeschke és Strayer 2008).

A folyamat alapú dinamikus modellek (áttekintéshez lásd Bugmann 2001) megoldást kínálnak e probléma áthidalására azzal, hogy nagy mennyiségű, részletes fiziológiai, ökológiai vegetációdinamikai, genetikai és erdőgazdálkodási változót használnak fel, hogy kövessék a generációk során létrejövő adaptációt és akklimatizációt. Mindamellett ezek a modellek még nem érték el azt a szintet, hogy megfelelő pontossággal leírják az elterjedési területet, és a tisztán statisztikai modellekkel összehasonlítva jelentős bizonytalansággal terheltek. Míg a statisztikai modellek a valószínűsíthető klímaszcenáriók alapján az áréak komoly elmozdulását jósolják, addig a folyamatmodellek kevésbé szélsőséges változásokat jeleznek előre (Kramer és mtsai 2009).

Az előrejelzések eltérései számos okra vezethetők vissza. Azt a koncepciót például, mely szerint a modellezett elterjedési mintázatok egyensúlyban vannak a környezettel, és ezért a vizsgált faj a számára alkalmas területet ténylegesen el is foglalja, sem ökológiai, sem genetikai megfontolások nem támasztják alá (Mátyás és mtsai 2010a; Czúcz és mtsai 2011). További, tipikus hátránya a statisztikai modelleknek, hogy a modellezéshez használt elterjedési adatok, valamint a melléjük rendelhető klimatikus adatok gyakran durva felbontású rácshálótérképekből, vagy véletlen gyűjtésekből származnak (pl. Thuiller 2004; Fang és Lechowicz 2006). A modellek megbízhatósága az előfordulási terület határáról származó adatok előzetes szűrésével növelhető. A limitáló klimatikus változók modellezéséhez csak a zonális, vagyis elsősorban klíma által meghatározott előfordulásokat érdemes figyelembe venni, és figyelmen kívül kell hagyni a talajviszonyok, a többletvízhatás, kitétség által meghatározott helyszíneket. A zonális és nem zonális előfordulások között gyakran nem tesznek különbséget, ami hozzájárulhat a klímaterek olykor hullámzó határainak megjelenéséhez (pl. Kölling 2007).

¹Az angol irodalomban „xeric limit”-ként bevezetett fogalom (Mátyás és mtsai 2009) egy adott fafaj esetében, kizárólag zonális elterjedésének alsó, nyári szárazság által meghatározott határára vonatkozik.

Az ökológiailag érzékeny, alsó (azaz szárazsági) elterjedési határ különös figyelmet érdemel, a határ kijelölésének nehézségei miatt. A szárazsági határon található populációk klímaváltozásra adott válasza sokkal kiszámíthatatlanabb, mint a termikus határon előfordulóké (Mátyás és mtsai 2009; Mátyás 2010). Számos klimatikus, ökológiai, genetikai, antropogén, továbbá módszertani ok is hozzájárul a bizonytalansághoz (Jump és mtsai 2009). A részletes vizsgálatok ideális esetben folyamat alapú és finom felbontású statisztikai modellezéseket is magukba foglalnak, ami lehetővé teszi a szárazsági határ precízebb meghatározását (Morin és Lechowicz 2008).

A tanulmány koncepciója és célkitűzései

A tanulmány fő célkitűzése a bükk (*Fagus sylvatica* L.) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl.) elterjedését, illetve az elterjedés alsó (szárazsági) határát leginkább befolyásoló makroklimatikus tényezők azonosítása a klímaváltozási kockázatok elemzése érdekében. Mindkét faj kiterjedt erdősegeket alkot Közép-Európában, és mindkettő rendelkezik szárazsági (xerikus) fahatárral Magyarországon. A korábbi bekezdésekben tárgyalt problémákat tekintve kísérletet tettünk arra, hogy a szárazsági határ menti zóna finom léptékű elemzésével fejlesszük a modellezés pontosságát. Különös hangsúlyt fektettünk a modellezés során három témakörre:

1. az előfordulási adatok szűrése annak érdekében, hogy a modellezés csak a megbízható módon klímafüggő (zonális) előfordulások alapján történjen;
2. különböző éghajlat-változási forgatókönyvek és random mintavételen alapuló ismételt modellillesztés használata (Araújo és mtsai 2005; Araújo és New 2007; Beaumont és mtsai 2007);
3. a releváns klimatikus változók és indexek lehető legpontosabb azonosítása.

Az alkalmazott statisztikai megközelítést a fenti célok, valamint a megbízhatóság és a robusztusság maximalizálása érdekében választottuk. Feltételezésünk szerint a választott megközelítés hozzájárul a szárazsági (xerikus) elterjedési határok elmozdulásának előrejelzéséhez.

A tanulmány az *Annals of Forest Science* (Nancy, Franciaország) folyóiratban megjelent angol nyelvű cikk (Czúcz és mtsai 2011) átszerkesztett adaptálása.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintaterület

Magyarországon a fajok elterjedésének szárazsági határát kialakító ökológiai tényezők határozottan érvényesülnek. A topográfiai adottságok miatt (az ország területének több mint fele 200 m tengerszint feletti magasság alatt helyezkedik el) a horizontális makroklima grádiens durván egyszerűsítve északnyugat-délkeleti irányban jelentkezik. A mérsékelt-kontinentális klímát viszonylag gyakori nyári aszályok jellemzik. Az alföldek területén emellett a klimatikus ariditási grádiens következtében a zonális zárt erdő a nyílt erdőknek (erdőszttyepnek) adja át a helyét.

Mint ismeretes, a zárt erdők övében, a termőhelyek nedvességellátottsága szerint a következő, klímaindikátor fajokkal jellemzett erdészeti klímazonákat² (klímaosztályokat) különítik el: cseres-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános tölgyesek és bükkösök (Járó 1972; Führer 2010; Führer és mtsai 2011). A négy domináns fajból csak a bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedését modelleztük, mivel a másik kettő alárendeltebb szerepet játszik az erdőgazdálkodásban.

² A fogalmat itt szintén a zonális előfordulásokra korlátozva értjük.

Erdészeti adatok

A vizsgált fafajokat tartalmazó erdőállományokra vonatkozó adatokat az Országos Erdőállomány-adattárból szereztük be. Az elemzéshez a 2002. év adatait használtuk fel. Nem vettük bele a mintába a nem-zónális termőhelyeket (pl. sekély talaj, meredek lejtő, többletvíz hatás stb.), illetve az erősen átalakított (idegenhonos fafajokat jelentős arányban tartalmazó) vagy kis területű (<1 ha) erdőrészteket. A mintában maradó erdőállományok mérsékelt emberi hatásnak kitett, klimatikusan meghatározott erdőknek tekinthetők.

Az erdőrésztelek térbeli meghatározásához a Országos Erdőállomány-adattárban alkalmazott 1,5×1,9 km-es rácshálózatot használtuk. A digitális klímafelületekről származó klimatikus változókat a rácshálócellák geometriai középpontjaihoz rendeltük. Mindez a tanulmány célkitűzései szempontjából elegendő pontosságot biztosított.

Annak érdekében, hogy az elterjedés szárazsági határát egy irányból közelítsük, a fajaj jelenlét-hiány adatok értelmezéséhez két specifikus szempontot vettünk figyelembe:

1. minden erdőrészlet esetében eldöntöttük, hogy az adott fafaj domináns állományalkotó-e (aránya ≥ 20%) vagy sem;
2. mivel a fafajok közötti versengést a szárazsági határon a hozzáférhető vízmennyiség irányítja, „nedvességigény szerinti rangsort” (bükk > gyertyán > kocsánytalan tölgy > csertölgy, Führer és Járó 1992) használtunk a két fajra vonatkozóan.

A termőhelyet akkor tekintettük megfelelőnek (= elég üdének) az adott fajra nézve, ha a szóban forgó, vagy a nála nedvességigényesebb fafaj domináns állományalkotó. Így kocsánytalan tölgy esetében a gyertyán vagy bükk által (ko)dominált állományokat „jelenlétként” értelmeztük, tekintet nélkül arra, hogy a kocsánytalan tölgy aránya mekkora az adott erdőrészletben. A bükk esetében ez nem volt szükséges, mivel e faj hazánkban nem éri el felső elterjedési határát.

1. táblázat: A felhasznált éghajlati változók és rövidítéseik

Table 1: List of the selected climatic variables and abbreviations

Éghajlati változó	Rövidítés
Éves csapadékösszeg	<i>Pa</i>
A nyári félév csapadéka (ápr.–szept.)	<i>Ps</i>
Nyári csapadékösszeg (jún.–aug.)	<i>Ps3</i>
Májusi csapadékösszeg	<i>P05</i>
Júniusi csapadékösszeg	<i>P06</i>
Júliusi csapadékösszeg	<i>P07</i>
Augusztusi csapadékösszeg	<i>P08</i>
Éves középhőmérséklet	<i>Ta</i>
A nyári félév középhőmérséklete (ápr.–szept.)	<i>Ts</i>
Nyári középhőmérséklet (jún.–aug.)	<i>Ts3</i>
A téli félév középhőmérséklete (okt.–márc.)	<i>Tw</i>
Májusi középhőmérséklet	<i>T05</i>
Júniusi középhőmérséklet	<i>T06</i>
Júliusi középhőmérséklet	<i>T07</i>
Augusztusi középhőmérséklet	<i>T08</i>
Ellenberg-index	<i>EQ</i>
Egyszerűsített szárazsági index	<i>FAI</i>

A megszürt természetszerű előfordulásokat tartalmazó erdőrészeket a megfelelő rácshálócellához rendelve meghatároztuk a függő változót, ami az adott fajaj jelenléti aránya az adott cellában. Az eredetileg 31 113 adatot tartalmazó állományt 5925 adatpontra szűkítettük, melyek mindegyike egy külön cellához tartozik.

Klímaadatok

Interpolált digitális klímafelületeket az 1961-től 1990-ig terjedő időszakra az Országos Meteorológiai Szolgálatól szereztünk be. 14 alapvető klimatikus változót használtunk fel (1. táblázat). Felhasználtunk továbbá két egyszerű ariditási indexet, amelyek a magyar erdészeti kutatásban elterjedten használatosak: az Ellenberg-indexet (EQ , Ellenberg, 1988), amely a legmelegebb hónap (július, T_{07} [°C]) középhőmérsékletének és az éves csapadéknak (P_{ann} , [mm]) a hányadosa:

$$EQ = 1000 * T_{07} * P_{ann}^{-1}, \text{ továbbá}$$

az egyszerűsített FAI indexet (FAI , Führer és Járó 1992, Führer 2010, Führer *et al.* 2011),

$$FAI = 100 * T_{07-08} * (P_{05-07} * P_{07-08})^{-1},$$

ahol P_{05-07} jelenti a szervesanyagképzés legintenzívebb időszakának csapadékösszegét májustól júliusig [mm], T_{07-08} és P_{07-08} pedig a az ún. kritikus hónapok (július és augusztus) középhőmérsékletét [°C] és csapadékösszegét [mm]. (A legfontosabb július hónap csapadékösszege kétszeres tényezővel súlyozott a nevezőben.)

A leválogatási folyamatnak köszönhetően a közepesnél sekélyebb termőrétegű vagy más hibával rendelkező termőhelyeket kihagytuk a mintából, ezért nem láttuk szükségesnek a „talaj víztartó képessége” változó bevezetését. A tengerszint feletti magasság és a kitettség hatását a digitális klímafelületek alkalmazásával közvetett módon vettük figyelembe.

A jövőbeni elterjedés előrevetítéséhez az IPCC Negyedik értékelő jelentéséhez (Fourth Assessment Report AR4; Solomon és mtsai 2007) készített globális projekciókat használtuk (<http://www.ipcc-data.org/>). Az elérhető modellforgatókönyvek közül három kibocsátási scenárió és négy általános légköri modell összesen hat kombinációját használtuk fel annak érdekében, hogy mind a társadalmi-gazdasági változások, mind a klímaváltozás bizonytalanságai megjelenjenek az eredményekben. A modell által használt talaj-közeli léghőmérséklet és a teljes csapadékmennyiség havi átlagértékeiből 30 évre átlagolt havi értékeket számítottunk, a 2010–2040, 2035–2065 és 2070–2100 időszakokra vonatkozóan. A regionális klímafelületeket az úgynevezett „delta change” módszerrel igazítottuk az előrejelzett változásokhoz (Parry és Carter 1998).

Statisztikai elemzés

2. táblázat: A bükkösök és a kocsánytalan tölgyesek elterjedésére 10–10 ismétlésben megalkotott „döntési fa” modellek főbb jellemzői. Az (a) táblázatrész az ariditási indexek (EQ, FAI) felhasználása nélkül, a (b) táblázatrész az indexek felhasználásával készült. Mivel a kocsánytalan tölgy esetében az indexek felhasználása alig okozott változást, így csak egy változat szerepel (c).

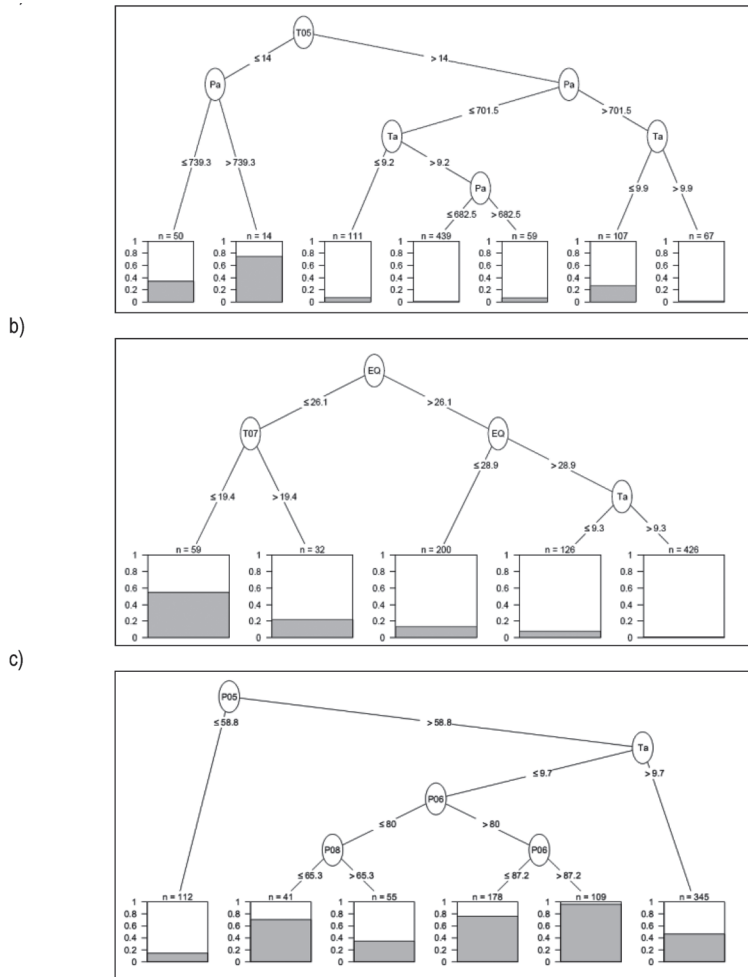
Table 2: Parameters of each of the 10 bootstrapped decision tree models of beech and sessile oak. Calculated without (“basic”) or with (“extended”) aridity indices

a) Bükk (<i>Fagus sylvatica</i>)		<indexek nélkül/basic>			
	Nsz	Nv	κ	AUC	alapelágazás
1	3	5	0,35	0,77	P05 (76,8 mm)
2	6	8	0,39	0,83	T05 (13,4 °C)
3	5	7	0,38	0,82	T05 (13,7 °C)
4	5	8	0,40	0,82	T05 (13,7 °C)
5*	4	7	0,34	0,79	T05 (14,0 °C)
6	4	7	0,35	0,80	T05 (14,1 °C)
7	5	9	0,43	0,82	T05 (13,7 °C)
8	4	7	0,36	0,81	T05 (13,6 °C)
9	6	9	0,45	0,84	T05 (13,7 °C)
10	5	8	0,38	0,82	T05 (13,6 °C)
b) Bükk (<i>Fagus sylvatica</i>)		<indexekkel/extended>			
1	3	6	0,41	0,81	EQ (26,2)
2*	3	5	0,40	0,83	EQ (26,1)
3	5	6	0,41	0,81	EQ (26,4)
4	4	6	0,47	0,83	EQ (25,8)
5	4	7	0,36	0,80	T05 (14,0 °C)
6	5	6	0,41	0,80	EQ (26,2)
7	4	7	0,41	0,80	T05 (13,7 °C)
8	2	4	0,47	0,84	EQ (26,0)
9	4	6	0,45	0,83	T05 (13,7 °C)
10	3	5	0,43	0,83	EQ (26,9)
c) Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petraea</i>)					
1	5	8/7	0,37	0,76	P05 (60,2 mm)
2	4	7	0,39	0,76	P05 (60,8 mm)
3	6	10	0,35	0,74	P05 (58,8 mm)
4*	4	6	0,37	0,75	P05 (58,8 mm)
5	4	8	0,40	0,76	P05 (58,9 mm)
6	4	9/8	0,35	0,71	T08 (19,4 °C)
7	4	9	0,31	0,74	P05 (65,6 mm)
8	3	7	0,33	0,73	T08 (19,2 °C)
9	4	7	0,32	0,72	P05 (61,6 mm)
10	3	7/6	0,33	0,73	T08 (19,5 °C)

Magyarázat: Nsz: az elágazások száma a fa modell leghosszabb ágán; Nv: a fa modell ágvégeinek száma (“levelek”); κ: a Cohen-féle kappa statisztika maximuma; AUC: a karakterisztikus görbe (ROC) alatti terület nagysága; alapelágazás: a fa modell legelső elágazásához tartozó döntési változó, illetve küszöbérték.

* A megjelölt modellek szerepelnek az 1. ábrán.

a)

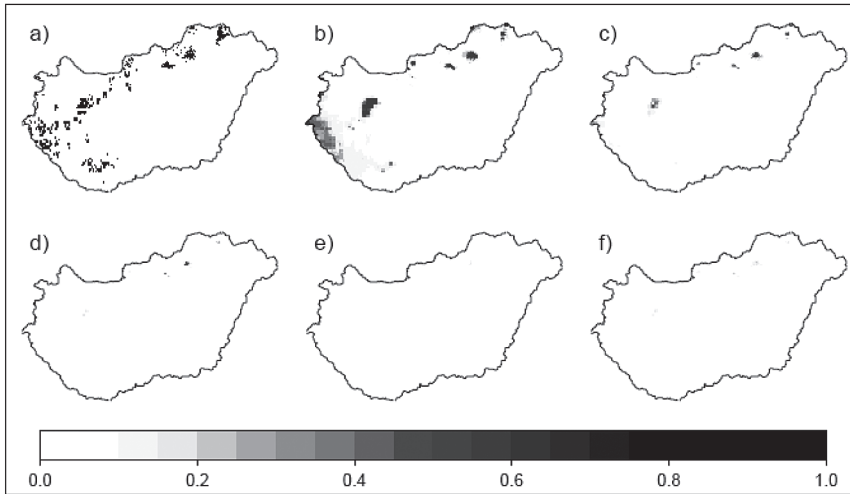


1. ábra: Néhány példa a zonális bükkösök és kocsánytalan tölgyesek modellezése során kapott „döntési fa” modellekre: (a) bükkösök (indexek nélkül), (b) bükkösök (indexekkel); (c) kocsánytalan tölgyesek. A modellek ágvegein látható mini diagrammokon a szürke oszlop mutatja a faj előfordulás valószínűségi értékét.

Figure 1: Examples of the decision tree-based bioclimatic models for xeric limits of the zonal forest stands dominated by (a) beech (basic predictors only); (b) beech (with EQ included); (c) sessile oak. In the terminal nodes bar diagrams visualize the probability of being above the aridity limit, with the partition of objects from the training data set among the leaf nodes on the top of the diagram boxes (n).

A modellezés első lépése a térbeli autokorreláció szintjének becslése. A teljes adatbázisra regressziós fát (lásd később) illesztettünk, és a reziduálisokra Mantel-korrelogramokat számoltunk (Legendre és Fortin 1989). Euklideszi távolságokat vettünk figyelembe mind az ökológiai (a fajok relatív gyakorisága cellánként), mind a földrajzi változókra vonatkozóan. A számításokat az *R* statisztikai szoftver (*R* Development Core Team 2007) *ecodist* nevű csomagjával (Goslee és Dean 2007) végeztük. A Mantel-korrelogramok eredményeit figyelembe vettük a következő lépés (mintavételi folyamat) tervezésekor.

A következőkben több körben egy-egy kalibrációs és értékelési adatbázist válogattunk le az alap adatbázisból. Ennek során mindkettőbe egy-egy cellát választottunk véletlen módon minden egyes 4×4 cellából álló cellacsoportból. Az ily módon kialakított kalibrációs és evaluációs adatbázisokban a szomszéd cellák közötti átlagos távolság meghaladja a Mantel-korrelogram alapján becsült autokorrelációs küszöböt. A mintavételt



2. ábra: A bükkösök aktuális elterjedése (a), átlagolt előrejelzési térképei (b-e) és az előrejelzési bizonytalanság mértéke (f). Az egyes részterképek időhorizontjai: 1960-90 (b), 2010-40 (c), 2035-65 (d), 2070-2100 (e). A szürkeárnyalat azt a valószínűséget fejezi ki, hogy az adott rácspont az adott időszakban a zonális bükkösök számára alkalmas klímaterületben lesz. Az (f) részterkép a 2035-65-re vonatkozó projekciók szórását ábrázolja a valószínűségi értékekével megegyező skálán.

Figure 2: Actual distribution of beech-dominated zonal forest stands in Hungary (a), consensus projection maps for the probability of presence (b-e) and their uncertainty (f). Time horizons for the mean projections: 1975 (b); 2025 (c); 2050 (d); 2085 (e). The intensity of shading indicates the probability of the location to be above the xeric limit for zonal stands. Tile (f) demonstrates uncertainty by the standard deviation of the ensemble runs for the 2050 time horizon.

tízszer megismételtük, majd a tíz különböző kalibrációs és evaluációs adatbázis-párra külön-külön modelleket illesztettünk (lásd a következő lépést, ill. a 2. táblázatot).

Következő lépésként az egyes kalibrációs adatbázisokra feltételes inferencia alapú regressziós fákat illesztettünk (Hothorn és mtsai 2006b). A függő változó a vizsgált fajfaj „jelenlétének” relatív gyakorisága volt az adott cella összes „zonális” (egyben: természetserű) erdőrészele között. A számításokat az R statisztikai szoftver *party* nevű kiterjesztésének *ctree* algoritmusával végeztük el. Ez az algoritmus egy jelentős közelmúltbeli fejlesztésnek tekinthető (Hothorn és mtsai 2006a, 2006b) a klasszifikációs és regressziós faanalízisek terén (pl. Breiman és mtsai 1984), amely permutációs teszteken alapuló változósűrészt, valamint egy statisztikailag megalapozott megállási szabályt alkalmaz. Ezáltal lehetővé válik a torzítatlan változókiválasztás, és feleslegessé az utólagos nyírás („pruning”).

A modellek pontosságának, „jóságának” értékeléséhez az evaluációs adatbázist használtuk fel. Erre a célra két különböző statisztikai mérőszámot is kiszámítottunk: az ROC görbe alatti terület nagyságát (AUC, Fielding és Bell 1997; Manel és mtsai 2001), mely küszöbértékektől függetlenül jellemzi a modell illeszkedését, illetve a κ statisztikát Monserud és Leemans (1992) algoritmusával számolt küszöbértékekkel. Ahol szükség volt erre, a valószínűségi értékek bináris kimenetekké történő átalakításához más, az érzékenységet és a specifikitást maximáló küszöbértékeket használtunk (Jiménez-Valverde és Lobo 2007; Kramer és mtsai 2009).

EREDMÉNYEK

A Mantel-korrelogrammmal megállapítottuk, hogy a választott modell típus esetén a reziduálisok ~6 km-es távolságig tartalmaznak szignifikáns térbeli autokorrelációt (ez alapján alakítottuk ki a 4x4 cellás (>6,8 km-es térbeli elkülönülésű) mintavételt a statisztikai elemzéshez).

A klimatikus és ariditási indexek használhatóságának vizsgálatához a „döntési fa” modelleket kétféleképpen is kiszámoltuk:

1. úgy, hogy a két vizsgált klimatikus index (*EQ* és *FAI*) is szerepelt a prediktorok között („kiterjesztett” modellek), valamint
2. ezen indexek kihagyásával, pusztán az alap klimatikus változók használatával („alap”modellek).

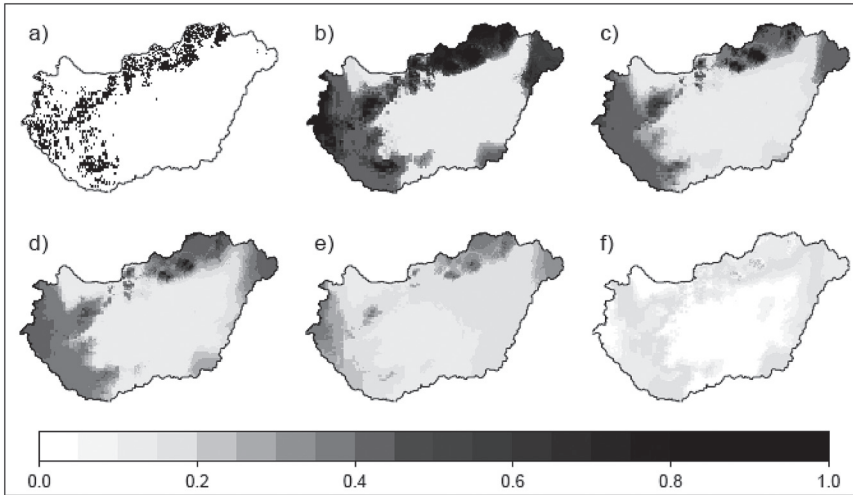
A kétféle prediktorkészlettel kapott modellek összehasonlításával az indexek hatékonyságát kívántuk vizsgálni a vizsgált fajok hazai elterjedésére gyakorolt hatásuk vonatkozásában. Az indexek bevonása csak a bükk esetében változtatta meg jelentősen az eredményeket. A 10–10 „ensemble” ismétlés jellegzetességeit a 2. táblázat mutatja be. Szerencsére az egyes ismétlések során kapott „döntési fák” eredményeiben meglehetősen magas szintű koherencia mutatkozott. A ROC/AUC statisztikákat is figyelembe véve, melyeket 0,7–0,8 közötti értékek esetén „megfelelőnek”, 0,8–0,9 között „jónak” tartanak (pl. Thuiller és mtsai 2003), feltételezhető, hogy a kapott eredmények valóságosak, és a modellek előrejelző ereje kielégítő mindkét fafaj esetében. A leírt esetekre vonatkozó példákat az 1. ábra mutatja be. Eszerint pl. a kocsánytalan tölgy esetében, ha a *P05* kisebb, mint 58,8 mm, akkor a kocsánytalan tölgy előfordulása csekély. Ha nagyobb, akkor tovább bontható a *Ta* alapján. Ha ez kisebb, mint 9,7 °C, akkor *P06* a tovább bontó. Azaz ha a júniusi csapadék több mint 80 mm, akkor valószínűbb a KTT előfordulása. Ha viszont *P06* ennél kisebb, akkor az augusztusi csapadék befolyásolja az előfordulást. Szárazabb augusztusnál gyakoribb előfordulást találtunk, ami ellentmondásos. A KTT szárazsági határát illető bizonytalanságra a későbbiekben kitérünk

A két fafaj előrevetített potenciális elterjedése a 2. és 3. ábrán látható. Az eredmények azt mutatják, hogy a klímaváltozás drasztikusan beszűkítheti a makroklimatikus szempontból megfelelő területeket mind a bükk, mind a kocsánytalan tölgy esetében. A kiszámított küszöbértékek figyelembe vételével a valószínűségi előrejelzések szerint ~2050-re (2035-65) a bükk hazai zonális elterjedésének 56–99%-a, a kocsánytalan tölgynek pedig 82–100%-a az optimális klímateren (niche-en) kívül lesz. A potenciális área csökkenése a legnagyobb a HadCM3-A2, a legkisebb pedig a CSMK3-A2 szcenárió esetén (3. táblázat). Érdemes megemlíteni, hogy a tapasztalataink szerint az ausztrál CSMK3 modellek hazánk térségére a többi vizsgált globális klímodellnél enyhébb, kisebb nyári felmelegedéssel és alig változó csapadékkal járó éghajlatváltozást vetítenek előre (3. táblázat), de a modelljeink tanúsága szerint még ezek a viszonylag „optimista” éghajlati forgatókönyvek is jelentős erdészeti kihívásokat vetítenek előre az évszázad végéig.

MEGVITATÁS

A következőkben a legjobban illeszkedő modelleken részletesebben is megvizsgáljuk a különböző éghajlati változók és indexek szerepét és használhatóságát az egyes fafajok potenciális áréájának előrejelzésében. Az alap éghajlati változók közül a bükk esetében a tavaszi (májusi) hőmérséklet látszik a legfontosabb előrejelző változónak, mely az esetek döntő többségében a „döntési fa” első elágazását szolgáltatja (2. táblázat). A további elágazások vizsgálata még az éves csapadékmennyiség szerepét emeli ki (1.a ábra). Az olyan cellák, melyeknél magas májusi hőmérsékletek fordulnak elő ($T_{\text{május}} > 13.5\text{--}14\text{ °C}$), csak kis valószínűséggel tartalmaznak bükköt. A jelentős bükkelőfordulást mutató cellák hűvös májusi hőmérséklettel és magas éves csapadékkal (> 740 mm) jellemezhetők. Ezt a képet némileg tovább árnyalják és pontosítják az ariditási indexek felhasználásával készült modellek. Amennyiben az Ellenberg-féle klímaindex (*EQ*) szerepelt az előrejelző változók között, mindig a legjobb előrejelzőnek bizonyult (1.b ábra). A *FAI*, a másik összetett index a bükk esetében viszont soha nem bukkant fel a szétválasztó változók között (lásd a 3. táblázat után). Ez nem túl meglepő, mert a *FAI*-t nem a fafajok elterjedésnek lehatárolására fejlesztették ki, hanem elsősorban a szervesanyag-produkció klimatikus összefüggésének megismeréséhez nyújt támpontot. Az *EQ*-n kívül a májusi középhőmérséklet, az éves középhőmérséklet, valamint kisebb gyakorisággal az éves csapadék és a júliu-

si középhőmérséklet jelent meg az egyes „döntési fa” modellekben (az utóbbi kettő ugyanakkor az EQ-ban is szerepel). Eredményeink aláhúzzák a május-júliusi vízellátás szerepét a bükk túlélésében, ami egybecseng a dendrokronológiai elemzések eredményeivel (Dittmar és mtsai 2003; Lebourgeois és mtsai 2005; Di Filippo és mtsai 2007), és megjelenik a FAI definíciójában is.



3. ábra: A kocsánytalan tölgyesek aktuális elterjedése (a), átlagolt előrejelzési térképei (b-e) és az előrejelzési bizonytalanság mértéke (f). Az egyes részterképek időhorizontjai: 1960-90 (b), 2010-40 (c), 2035-65 (d), 2070–2100 (e). A szürkeárnyalat annak valószínűségét fejezi ki, hogy az adott rácspontra az adott időszakban a zonális kocsánytalan tölgyesek számára alkalmas klímaterületben lesz. Az (f) részterkép a 2035-65-re vonatkozó projekciók szórását ábrázolja a valószínűségi értékekével megegyező skálán.

Figure 3: Actual distribution of zonal sessile oak forests in Hungary (a), and consensus projection maps for the probability of presence (b-e) and their uncertainty (f). Time horizons for the mean projections: 1975 (b); 2025 (c); 2050 (d); 2085 (e). Intensity of shading indicates the probability of the location to be above the xeric limit for zonal stands of the forest type. Tile (f) demonstrates uncertainty by the standard deviation of the ensemble runs for the 2050 time horizon.

3. táblázat: Néhány kiemelt éghajlati paraméter várható változásai és ezek bükkösökre, ill. kocsánytalan tölgyesekre gyakorolt hatása a 2035-2065 közötti időszakban, különböző globális éghajlati modellek és emissziós scenáriók figyelembevételével. ΔT_s , ΔT_w : a nyári ill. téli félfév hőmérsékletváltozása ($^{\circ}\text{C}$); ΔP_s , ΔP_w : a nyári ill. téli félfév csapadékváltozása (%); $\Delta b_{\text{bűk}}$, ΔKTT : a bükkösök és a kocsánytalan tölgyesek zonális elterjedésének előrevetített visszahúzódása; HADCM3, CNCM3, CSMK3, GFCM21: globális éghajlati modellek, A1B, A2, B1: IPCC emissziós scenáriók.

Table 3: Expected changes of climatic conditions by 2050 and estimated area loss of zonal beech (Δ beech) and sessile oak (Δ sessile oak) forest stands in Hungary. Projected changes in summer/winter half year temperature ($\Delta T_s/\Delta T_w$, $^{\circ}\text{C}$) and precipitation ($\Delta P_s/\Delta P_w$, percents) are shown for Hungary, for six IPCC AR4 climatic scenarios (Solomon et al., 2007), for the period 2035–2065.

Paraméter	HADCM3 A2	HADCM3 A1B	HADCM3 B1	CNCM3 A2	CSMK3 A2	GFCM21 A2
ΔT_s	+ 2,9	+ 3,3	+ 2,6	+ 2,4	+ 1,8	+ 2,1
ΔT_w	+ 2,3	+ 2,6	+ 2,3	+ 2,1	+ 1,5	+ 1,6
ΔP_s	-13,4%	-10,9%	-12,4%	-9,6%	+ 0,4%	-11,4%
ΔP_w	+ 7,0%	+ 9,4%	+ 3,5%	-0,8%	-3,3%	+ 6,2%
$\Delta b_{\text{bűk}}$	97–99 %	94–99%	97–99%	97–99 %	56–96%	92–99%
ΔKTT	96–100 %	97–100%	90–100%	95–100%	82–96%	85–100%

A kocsánytalan tölgy esetében a származtatott indexeknek a felhasználása vagy kihagyása a prediktorok közül alig okozott változást a modellekben. Az ismételt futtatások során a májusi csapadék bizonyult a legfontosabb klimatikus paraméternek, amely a kocsánytalan tölgy állományok jelenlétét, illetve hiányát a legjobban magyarázta. A további elágazások vizsgálata során még az augusztusi csapadék és az éves középhőmérséklet, valamint a júniusi csapadékmennyiség bizonyult fontos változóknak (1.c ábra). A májusi és júniusi csapadék jelentősége összhangban van a Franciaországban végzett kutatások eredményével, amely szerint a hőmérsékletnek csak korlátozott szerepe van (Lebourgeois és mtsai 2004). A nulla valószínűséget jelentő végág hiánya a kocsánytalan tölgy esetében szembetűnő. Ez a jelenség mindenképpen az alsó határ bizonytalanságára figyelmeztet, és részben arra vezethető vissza, hogy a hegylábi régiókban (és az alföldeken is) a történeti és tájhasználati tényezők együttes hatásaként kisebb arányban maradt fenn az egykori zónális erdőtakaró, és így igen kevés a mintavételünk követelményeinek megfelelő erdőrésztlet, ami megnehezíti a statisztikai értékelést.

A nyári csapadék jelentőségét a különböző klímaszcenáriók eredményei illusztrálják. A CSMK3 A2 scenárió rávilágít a csapadékváltozási trendek nagy bizonytalanságának következményeire. Magyarország közel fekszik ahhoz a klimatikus választóvonalhoz, amely elválasztja egymástól a növekvő csapadékmennyiséggel (É-Európa) valamint a csökkenő csapadékmennyiséggel (D-Európa) jellemezhető területeket a nyarak és a telek tekintetében is (Solomon és mtsai 2007). A szárazsági (xerikus) határhoz közel már viszonylag kis változás is súlyos hatást gyakorolhat a nyári csapadéktól függő bükkre.

A jóval szárazságtűrőbb kocsánytalan tölgy (Führer és Járó 1992; Raftoyannis és Radoglou 2002) esetében ugyancsak előrevetíthető, hogy nagy területeket fog elveszíteni, bár a 3. ábra alapján ennek jelentős a bizonytalansága. A bizonytalanság a kocsánytalan tölgnél magasabb, mint a bükknél. A bükkösöket inkább az éghajlat határozza meg (amint azt a 2. táblázat magasabb ROC/AUC és κ értékei is mutatják), és a bizonytalanság itt inkább magyarázható a fentebb említett klimatikus előrejelzések bizonytalanságával. A kocsánytalan tölgyvel kapcsolatos bizonytalanságok inkább a bioklimatikus modellezési folyamatnak köszönhetőek: e faj állományai alacsonyabb térszíneken fordulnak elő, és emiatt az emberi tevékenység jobban el tudta mosni a pontos elterjedési határokat. Ez az alsó elterjedési határ meghatározásában okoz kisebb bizonytalanságokat, ami konstans „háttérzajként” jelenik meg a valószínűségi előrejelzéseken, kiterjedt szürke szín formájában (3. ábra).

Az általunk kapott eredményeknek más publikált előrejelzésekkel való összehasonlítása azt mutatja, hogy egy szűkebb, ökológiai szempontból egységesebb régió vizsgálata finomabb felbontást tehet lehetővé, különösen a klimatikus tényezők között fennálló szinergizmust figyelembe véve. A viszonylag kis területre vonatkozó, alapos vizsgálataink során kapott EQ határok ennek ellenére meglepően szoros hasonlóságot mutatnak Fang és Lechowicz (2006) kevésbé megszürt eredményeivel (4. táblázat).

4. táblázat: A bükk área alsó/szárazsági határára megállapított nemzetközi szakirodalmi adatok, valamint saját eredményeink összehasonlítása

Table 4: Comparison of results of the present analysis with literature data on xeric limits of beech occurrence

Forrás	Hőmérsékleti határ (°C)	Csapadékhatar (mm)	EQ index határ (°C/mm)
Fang és Lechowicz 2006	$T_a = 13,5; T_{07} = 23,0$	$P_a = 900$	29,0
Kölling 2007 (hűvös-száraz helyzetben)	$T_a = 9,5$	$P_a = 500$	–
Kölling 2007 (meleg-nedves helyzetben)	$T_a = 13,5$	$P_a = 850$	–
Goetz in: Bolte és mtsai 2007	–	$P_a = 500$	–
Hoffman in: Bolte és mtsai 2007	$T_{07} = 19,0$	–	–
Jelen elemzés eredményei:	$T_a = 9,3$	$P_a = 680$	28,9



A finom léptékű korrelációs modellek, amelyek a szárazsági határra fókuszálnak, a vizsgált fajok drasztikus visszaszorulását vetítik előre a modellezett területen, legalábbis a zonális erdők tekintetében. Feltételezünk, hogy egy finomabb analízis „enyhítheti” a durva léptékű bioklimatikus modellek segítségével kapható meglehetősen baljós előrejelzéseket (pl. Berki és mtsai 2009; Kölling 2007; Kramer és mtsai 2009), az eredmények nem támasztják alá. Tudni kell azonban, hogy sem a statisztikai, sem a folyamat alapú modellek nem tudnak számolni az erdei ökoszisztémák perzisztenciájával (tartós fennmaradásával), ami a fák hosszú életével és szakaszos felújulásával függ össze. A fajok fennmaradását segíti széles fenotípusos plaszticitásuk³, amelyet a terepi kísérletek igazolnak, de amelyet többnyire figyelmen kívül hagynak az előrejelző modellezések során (Mátyás és mtsai 2009). A fenotípusos plaszticitásnak az alkalmazkodásban betöltött szerepe további elemzéseket igényel.

KITEKINTÉS

Cikkünkben bemutatunk egy lehetőséget a fajok elterjedésében szerepet játszó klimatikus tényezők vizsgálatára, melyek kijelölik az elterjedés szárazságérzékeny, xerikus határait emberi hatások (erdőtirtás, erdőgazdálkodás) által befolyásolt környezetben. Megállapítható, hogy a késő tavaszi és nyári vízellátás feltételei elsődlegesen meghatározzák a vizsgált fajok jövőjét. Az Ellenberg-index szerepe megerősíti, hogy a bükk érzékeny a nyári hőszégre és szárazságra, míg a kocsánytalan tölgy elsősorban a késő tavaszi, kora nyári hőmérsékletekre reagál. Az IPCC SRES scenáriók alapján készült előrejelzések mind a bükk, mind a kocsánytalan tölgy esetében drámai klimatikus niche csökkenést jósolnak az elkövetkező évtizedekben. A szárazsági határokon végzett terepi megfigyelések igazolják a folyamat már tapasztalható jeleit (Jump és mtsai 2006; Berki és mtsai 2009; Penuelas és mtsai 2007). A helyszínenként változó veszélyeztetettség elemzését, valamint a szükséges teendők tervezését segíthetik az előfordulási valószínűségekre vonatkozó információk (1. ábra). Bár a klimatikus tényezők elemzése a szárazsági (xerikus) határ közelében a tárgyalta problémák következtében nehéz, ennek ökológiai jelentősége igen nagy, mindenekelőtt a síkvidékeken, mivel a klíma és ezen keresztül a növénytakaró lehetséges változásai sokkal nagyobb területet érintenek, mint a domb- és hegyvidékeken. Ez mélyreható következményekkel járhat a tájhasználatra, az ökoszisztéma-szolgáltatásokra, valamint az ökológiai rendszerek és a légkör közötti cserefolyamatokra és kölcsönhatásokra nézve is. Az eredmények megerősítik a klímaváltozási stratégiák fontosságát mind a gazdálkodásban, mind az erdők erőforrásainak megőrzésében, a bioklimatikus terek gyors csökkenése és a fokozódó klímaselektív nyomás miatt (Millar és mtsai 2007; Koskela és mtsai 2007; Mátyás 2007). Az erdők alkalmazkodó képességének és az ökoszisztéma-szolgáltatásaik fenntartására tett hosszú távú erőfeszítések fokozása ezért elkerülhetetlen.

Az elemzéshez csak a fajok mai, tényleges elterjedését vehettük figyelembe. Az ebből adódó bizonytalanságot a jelenleginél precízebb folyamatmodellek alkalmazásával, valamint a populációkra, illetőleg a fajra jellemző plaszticitás és tolerancia adatok ismeretében lehet majd kiküszöbölni (Berki és mtsai 2009, Mátyás és mtsai 2010a és 2010b; Benito-Garzón és mtsai 2011; Mátyás és Gálos 2010). Az alsó elterjedési határokról különösen az erdőirtás következtében erőteljesen visszaszorított fajok esetében ez optimistább előrejelzéseket eredményezhet.

³ A fenotípusos plaszticitás azt fejezi ki, hogy a populáció milyen mértékig képes teljesítményét eredeti termőhelyi, klimatikus feltételeitől eltérő körülmények között, genetikai változás nélkül megőrizni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A szerzők köszönetüket fejezik ki az NKFP 6/047/2005, a TÁMOP 4.2.2-08/1-2008-0020 és 4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013 számú projektek, az „EVOLTREE” EU-s Kiválósági Hálózat, valamint a FORGER FP7-es EU projekt által nyújtott támogatásért. Köszönet illeti a kéziratot gondosan ellenőrző két anoním bíráló alapos munkáját is. Czúcz Bálint munkáját a Bólyai János kutatási ösztöndíj támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Allen, C.D.; Macalady, A.K.; Chenchouni, H.; Bachelet, D.; McDowell, N.; Vennetier, M.; Kitzberger, T.; Rigling, A.; Breshears, D.D.; Hogg, E.H.; Gonzales, P.; Fensham, R.; Zhang, Z.; Castro, J.; Demidova, N.; Lim, J.H.; Allard, G.; Running, S.W.; Semerci, A. and Cobb, N. 2010: A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660–684
- Araújo, M.B.; Whittaker, R.J.; Ladle, R.J. and Erhard, M. 2005: Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 529–538.
- Araújo, M.B. and New, M. 2007: Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 42–47.
- Beaumont, L.J.; Pitman, A.J.; Poulsen M. and Hughes, L. 2007: Where will species go? Incorporating new advances in climate modelling into projections of species distributions. *Global Change Biology*, 13: 1368–1385.
- Benito Garzón, M.; Alía R.; Robson T. M.; and Zavala, M. A. 2011: Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 20: 766–778.
- Berki, I.; Rasztoivits, E.; Móricz, N. and Mátyás, Cs. 2009: Determination of the drought tolerance limit of beech forests and forecasting their future distribution in Hungary. *Cereal Research Communications*, 37: 613–616.
- Berry, P. M.; Dawson, T. P.; Harrison, P. A. and Pearson, R. G. 2002: Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 453–462.
- Benito Garzón, M.; Sánchez de Dios, R. and Sainz Ollero, H. 2008: Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*, 11: 169–178.
- Bolliger, J.; Kienast, F. and Zimmermann, N. E. 2000: Risks of global warming on montane and subalpine forests in Switzerland—a modeling study. *Regional Environmental Change*, 1: 99–111.
- Bolte, A.; Czajkowski, T. and Kompa, T. 2007: The north-eastern distribution range of European beech – a review. *Forestry*, 80(4): 413–429.
- Breiman, L.; Friedman, J.; Ohlsen, R. and Stone C. 1984: *Classification and regression trees*, Chapman Hall/CRC Press, New York.
- Christensen, J.H.; Hewitson, B.; Busioci, A.; Chen, A.; Gao, X.; Held, I.; Jones, R.; Kolli, R.K.; Kwon, W-T.; Laprise, R.; Magaña Rueda, V.; Mearns, L.; Menéndez, C.G.; Räisänen, J.; Rinke, A.; Sarr, A. and Whetton, P. 2007: Regional Climate Projections. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M., et al. (Eds.) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 747–845.
- Czajkowski, T.; Kuhling, M. and Bolte, A. 2005: Einfluss der Sommertrockenheit im Jahre 2003 auf das Wachstum von Naturverjüngungen der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa, *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 176: 133–143.
- Czúcz, B.; Gálhidy, L. and Mátyás, Cs. 2011: Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science*, 68(1): 99–108
- Csóka Gy.; Koltay A.; Hirka A. és Janik G. 2007: Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. In: Mátyás Cs. és Vig P. (szerk.): *Erdő és klíma V. kötet*, Sopron, 229–239 p.
- Csóka Gy.; Koltay A.; Hirka A. és Janik G. 2009: Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. *Klíma-21 füzetek*, 57: 64–73.
- Di Filippo, A.; Biondi, F.; Cufar, K. et al. 2007: Bioclimatology of beech (*Fagus sylvatica* L.) in the Eastern Alps: spatial and altitudinal climatic signals identified through a tree-ring network, *Journal of Biogeography*, 34: 1873–1892.



- Dittmar, C.; Zech, W. and Elling, W. 2003: Growth variations of common beech (*Fagus sylvatica* L.) under different climatic and environmental conditions in Europe – a dendroecological study. *Forest Ecology and Management*, 173: 63–78.
- Dormann, C. F. 2007: Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology*, 8: 387–397.
- Ellenberg, H. 1988: *Vegetation ecology of Central Europe*, 4th ed. Cambridge University Press.
- Fang, J. and Lechowicz, M.J. 2006: Climatic limits for the present distribution of beech (*Fagus* L.) species in the world. *Journal of Biogeography*, 33: 1804–1819.
- Fielding, A.H. and Bell, J.F. 1997: A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38–49.
- Fischlin, A.; Midgley, G.F.; Price, J.T.; Leemans, R.; Gopal, B.; Turley, C.; Rounsevell, M.D.A.; Dube, O.P.; Tarazona, J. and Velichko, A.A. 2007: Ecosystems, their properties, goods, and services. In: Parry, M.L.; Ganziani, O.F.; Palutikof, J.P. et al. (Eds.): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 211–272.
- Führer, E. und Járó, Z. 1992: Auswirkungen der Klimaänderung auf die Waldbestände Ungarns, *Allgemeine Forstzeitung*, 9: 25–27.
- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. „Klíma-21” füzetek, 61:98–107.
- Führer, E.; Horváth, L.; Jagodics, A.; Machon, A. and Szabados, I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás*, 115 (3): 205–216.
- Gea-Izquierdo, G.; Martín-Benito, D.; Cherubini, P. and Canellas, I. 2009: Climate – growth variability in *Quercus ilex* L west Iberian open woodlands of different stand density, *Annales of Forest Science*, 66: 802.
- Goslee S.C., Dean L., The ecodist package for dissimilarity-based analysis of ecological data, *J. Stat. Software* 22: (2007) Nr. 7
- Hampe, A. and Petit, R.J. 2005: Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8: 461–467.
- Hothorn, T.; Hornik, K. and Zeileis, A. 2006a: Party: a laboratory for recursive partitioning. R package version 0.9–0. <http://cran.r-project.org/doc/packages/party.pdf>.
- Hothorn, T.; Hornik, K. and Zeileis, A. 2006b: Unbiased recursive partitioning: a conditional inference framework, *Journal of Computer Graphics and Statistics*, 15: 651–674.
- Iverson, L.R. and Prasad, A. 2001: Potential changes in tree species richness and forest community types following climate change. *Ecosystems*, 4: 186–199.
- Járó Z. 1972: A termőhely fogalma. In: Danszky I. (szerk.) *Erdőművelés I. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest* pp. 47–79.
- Jiménez-Valverde, A. and Lobo, J.M. 2007: Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either–or presence–absence. *Acta Oecologica*, 31: 361–369.
- Jump, A.S.; Hunt, J.M. and Penuelas, J. 2006: Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Jump, A.; Mátyás, Cs. and Penuelas, J. 2009: The paradox of altitude for latitude comparisons in species range retractions (review). *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12): 694–700.
- Kölling, C. 2007: Klimahüllen von 27 Waldbaumarten. *AFZ – der Wald* 23: 1242–1244.
- Koskela, J.; Buck, A. and Teissier du Cros, E. (Eds.) 2007: *Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe*, Biodiversity International, Rome, Italy.
- Kramer, K.; Degen, B.; Buschboom, J.; Hickler, T.; Thuiller, W.; Sykes, M. and de Winter, W. 2010: Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change – range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management*, doi:10.1016/j.foreco.2009.12.023
- Lebourgeois, F.; Cousseau, G. and Ducos, Y. 2004: Climate-tree-growth relationships of a *Quercus petraea* stand in the forest of Bercé (“futaie des clos”, Sarthe, France). *Annales of Forest Science*, 61: 361–372.
- Lebourgeois, F.; Bréda, N.; Ulrich, E. and Granier, A. 2005: Climate-tree-growth relationships of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in the French permanent plot network (Renecofor). *Trees – Structure and Function*, 19: 385–401.
- Legendre, P. and Fortin, M.J. 1989: Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2): 107–138.

- Lenoir, J.; Gégout, J.C.; Pierrat, J.C.; Bontemps, J.D. and Dhote, J.F. 2009: Differences between tree species seedling and adult altitudinal distribution in mountain forests during the recent warm period (1986–2006). *Ecography*, 32: 765–777
- Manel, S.; Williams, H.C. and Ormerod, S.J. 2001: Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Ecology*, 38: 921–931.
- Mátyás, Cs. 2007: What do field trials tell about the future use of forest reproductive material? In: Koskela J.; Buck, A.; Teissier du Cros, E. (eds.): *Climate change and forest genetic diversity: Implications for sustainable forest management in Europe*, Biodiversity International Rome, Italy, pp. 53–69.
- Mátyás, Cs. 2010: Forecasts needed for retreating forests (opinion). *Nature*, 464: 1271
- Mátyás, Cs.; Vendramin, G.G. and Fady, B. 2009: Forests at the limit: evolutionary-genetic consequences of environmental changes at the receding (xeric) edge of distribution. *Annals of Forest Science*, 66: 800–803.
- Mátyás Cs. és Gálos B. 2010: Erdőgazdálkodás és klimatikus szélsőségek: problémák és feladatok. „Klíma 21” füzetek, 63: 25–32.
- Mátyás, Cs.; Nagy, L. and Ujvári-Jármay, É. 2010: Genetically set response of trees to climatic change, with special regard to the xeric (retreating) limits. *Forstarchiv*, 81: 130–141.
- Mátyás, Cs.; Berki, I.; Czúcz, B.; Gálos, B.; Móríc, N. and Rasztovits, E. 2010: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 6: 91–110.
- Millar C.I., Stephenson N.L., Stephens S.L., *Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty*, *Ecological Applications* 17 (2007) 2145–2151.
- Monserud, R.A. and Leemans, R. 1992: Comparing global vegetation maps with the kappa statistic, *Ecological Modelling*, 62: 275–293.
- Ohlemüller, R.; Gritti, E.S.; Sykes, M.T. and Thomas, C.D. 2006: Quantifying components of risk for European woody species under climate change. *Global Change Biology*, 12: 1788–1799.
- Parry, M.L. and Carter, T.R. 1998: *Climate Impact and Adaptation Assessment: A Guide to the IPCC Approach*. Earthscan, London, UK. pp. 166.
- Penuelas, J.; Ogaya, R.; Boada, M. and Jump, A.S. 2007: Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography*, 30: 829–837.
- R Development Core Team 2007: *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Raftoyannis, Y. and Radoglou, K. 2002: Physiological responses of beech and sessile oak in a natural mixed stand during a dry summer. *Annals of Botany*, 89: 723–730.
- Rehfeldt, G.E.; Tchebakova, N.M.; Milyutin, L.I.; Parfenova, E.I.; Wykoff, W.R. and Kouzmina, N.A. 2003: Assessing population responses to climate in *Pinus silvestris* and *Larix* spp. of Eurasia with climate transfer models. *Eurasian Journal of Forest Research*, 6: 83–98.
- Solomon, S.; Qin, D.; Manning M. et al. (eds.) 2007: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the IPCC*, Cambridge University Press.
- Sykes, M.T.; Prentice, I.C. and Cramer, W. 1996: A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. *Journal of Biogeography*, 23: 203–233.
- Thuiller, W.; Vayreda, J.; Pino, J.; Sabate, S.; Lavorel, S.; Gracia, C. 2003: Large-scale environmental correlates of forest tree distributions in Catalonia (NE Spain). *Global Ecology and Biogeography* 12(4): 313–325.
- Thuiller, W.; Albert, C.; Araújo, M. B.; Berry, P. M.; Cabeza, M.; Guisan, A.; Hickler, T.; Midgley, G.F.; Paterson, J.; Schurr, F.M.; Sykes, M.T. and Zimmermann, N.E. 2008: Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 137–152.
- Zuur, A. F.; Leno, E. N. and Elphick, C. S. 2009: A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 3–14.

Érkezett: 2012. október 1.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Héjaszás bükk törzsön

A kéregelhalás e jellegzetes tünete a vékonykérgű fafajokon fordul elő, amikor a korábban árnyalt törzset intenzív napsugárzás éri. A közvetlen sugárzás hatására a szíjács és a kambium elhal, majd a kéreg táblásan felrepedezik. A tünetek bontott állományokban, vagy az állományszegélyeken jelentkeznek, de az utóbbi évek bükkpusztulása során kiritkult bükkösökben is gyakori a jelenség. A kép Zalában készült egy tipikusan károsodott, kiritkult állományban.

Fotó és szöveg: Koltay András

ÜZEMI LÉPTÉKBEN ALKALMAZOTT ÁTALAKÍTÓ ÜZEMMÓD LÉKES FELÚJÍTÁSÁNAK TAPASZTALATAI A KIRÁLYRÉTI ERDÉSZET TERÜLETÉN

Kovács Bence¹, Kelemen Kristóf¹, Ruff János² és Standovár Tibor¹

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar

²Ipoly Erdő Zrt., Királyréti Erdészet

Kivonat

A Királyréti Erdészet 2007-től alkalmazza üzemtervszerűen az átalakító üzemmódot, melynek folyamatai, például a lékek újulati viszonyai, az eltelt idő rövidsége miatt pontosan nem ismertek. Az erdészet által kialakított mintegy 6000 lék közül rétegzett mintavétellel az anyaállomány korát, domináns fafaját és a léknyitás idejét figyelembe véve 52 erdőrésztben 124 mesterséges léket vizsgáltunk. Felmértük a lékek méretét, rögzítettük pontos földrajzi elhelyezkedésüket, a beavatkozás kíméletességére utaló jeleket, valamint az újulat borítását és rágottságát fafajonként három méretkategóriában.

A vizsgált lékek kétharmada meghaladja az ideálisnak tekintett egy fahossznyi átmérőt, és több mint felük jelentősen elnyújtott. A beavatkozások 51%-ban idéztek elő törzskárt, 21 esetben újulati kárt. A lékekben összesen 23 fafajt regisztráltunk, melyek 30%-a nem fordul elő a környező állományban. A legnagyobb csemeterborítást a 20–150 cm-es méretkategóriában tapasztaltuk: főfafajokra ez az érték átlagosan 3%, míg az elegyfajokra 9%. A legnagyobb vadnyomásnak a 20 és 150 cm közötti újulat van kitéve. A rágottság különösen jelentős a sarjeredetű újulat, valamint az elegyfajok esetében.

Kulcsszavak: átalakító üzemmód, lékes felújítás, természetes újulat, elegyfajok, Börzsöny

EXPERIENCE OF LARGE-SCALE CONVERSION FROM EVEN-AGED TO CONTINUOUS COVER FORESTRY BY GAP-CUTTING IN THE KIRÁLYRÉT FOREST DIRECTORATE

Abstract

A transition system to continuous cover forestry has been introduced at large scale (over 5,000 hectares) by Királyrét Directorate of the Ipoly Erdő Ltd. Due to the short time period since the start of the transition in 2007, the processes including natural regeneration are not well known. Of the 6,000 gaps created, we included 124 using stratified sampling by stand age, dominant tree species and time since gap opening. Position and size of the gaps as well as cutting damage were noted. Sapling cover and browsing damage were estimated for each tree species in three size categories.

Two thirds of the gaps exceeded the diameter of stand height and more than half of them have an oblong shape. Forestry operations caused stem damage in 51% of the gaps and saplings were harmed in 21 cases. During the sampling 23 tree species were registered 30% of which did not occur in the adjacent stand. Sapling cover was highest in the 20–150 cm size category reaching 3% for the dominant and 9% for the admixing tree species. Game pressure was high and affected especially saplings between 20–150 cm, sprouts and admixing tree species.

Keywords: transition system, artificial gaps, natural regeneration, admixing tree species, game browsing, Börzsöny Mountains

Levelező szerző/Correspondence:

Standovár Tibor, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C; e-mail: standy@ludens.elte.hu

BEVEZETÉS

Magyarországon a 2009. évi XXXVII. sz. törvény teszi lehetővé az átalakító, a szálaló és a faanyagtermelést nem szolgáló üzemmódok tervezését, sőt az állami tulajdonú, különleges rendeltetésű erdőkre mennyiségi előírás is megfogalmaz. Hazánkban elsőként az Ipoly Erdő Zrt. Királyréti Erdészete területére készült olyan üzemterv, amely 2007-től kezdődően üzemi léptékben, az erdészet teljes területére megteremtette a vágásos üzemmód felváltásának lehetőségét. Mindez még az új erdőtörvény életbelépése előtt megtörténhetett, mert a szakigazgatás a törvényi kötelezettségekre való felkészülés jegyében már 2005-től engedélyezte az új üzemmódok tervezését.

A Királyréti Erdésznél a vágásost felváltó erdőgazdálkodási módszerek bevezetésének és üzemi méretű alkalmazásának több oka és előzménye volt. Az erdőállományok korosztályszerkezete az 1900-as évek első harmadának rendkívül intenzív fakitermelései miatt igen egyenlőtlen. Az erdészet területét a 70–100 éves korosztály magas aránya és az 50 év körüli erdők alacsony aránya jellemzi. A nem megfelelő korosztályszerkezet a távlatokban időben változó hozamokat jelentett volna. További problémát jelentett, hogy a korábbi gazdálkodási mód következtében homogenizálódott kor- és állományszerkezetű, valamint fajösszetételű állományok kiemelten érzékenyek különböző, elsősorban abiotikus károsításokra. Ezt híven igazolták az elmúlt két évtized nagy kiterjedésű természetes bolygatási eseményei: 1996-ban, 2001-ben jégtörés, 1999-ben és 2010-ben széldöntés (Kenderes és mtsai 2007, Aszalós és mtsai 2004, 2012). E gazdasági megfontolásokon felül fontos szempont Budapest közelsége, hiszen a Királyréti Erdészet területe közkedvelt kirándulóhely, a látogatók éves létszáma fél millió körüli. Emiatt a közjóléti, rekreációs hasznosítás mértéke jelentős, ami a folyamatos erdőborítás iránti megnövekedett társadalmi igénnyel is együtt jár. Fontos elvárások következnek abból is, hogy a terület legnagyobb része a Duna-Ipoly Nemzeti Park részét képező védett természeti terület.

Az átalakító üzemmód tervezési fázisában jelentős szerepe volt a Nat-Man (Nature-based Management of Beech in Europe EU 5th Framework Programme) európai kutatási program keretein belül az alternatív gazdálkodási módszerek ökológiai megalapozását célzó, 2000-ben indult vizsgálatainknak. A kezdeti kísérleti beavatkozások hatására beinduló dinamikai folyamatok hosszú távú kutatása során a lékekben a természetes felújítás lehetőségeire, a lékméretek ökológiai optimalizációjára, a fásszárú újulat és a lágyszárú aljnövényzet léknyitást követő reakciójára koncentráltunk. A vizsgálatok során a léknyitás következtében megváltozó abiotikus tényezők felmérése, azok függése a lékmérettől és hiányfolton belüli mintázatának alakulása, a fajok eltérő lékméretre adott válaszreakciói, a magoncok rágottságának és fajkompozíciójának alakulása voltak a központi kérdések. A 2000 óta folyamatosan gyűlt tapasztalatok (Mihók és mtsai 2005, 2007; Gálhidy és mtsai 2006; Kelemen és mtsai 2012), valamint egyéb szakirodalmi adatok mind segítették az átalakítás tervezését. Ugyanakkor egy üzemi léptékű átalakítás tervezése természetesen nem nélkülözhetette a körültekintő gazdasági számításokat és a technológiai kivitelezés gyakorlati megfontolásainak számbavételét sem.

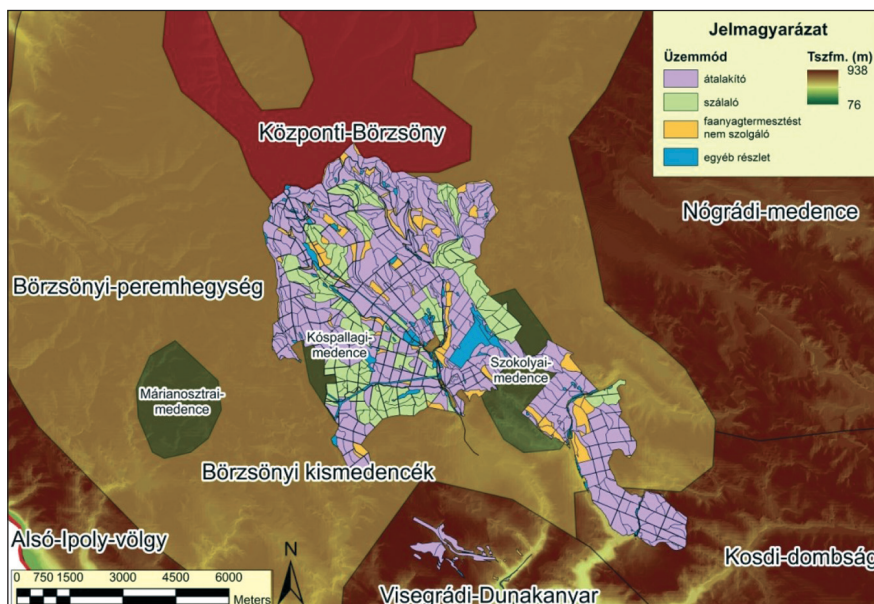
A tervezett munka célja a vágásos gazdálkodás nyomait magán viselő erdők elegyességének, korszerkezeti diverzitásának és vertikális színteztettségének növelése, az állományok szálaló szerkezetének kialakítása hosszú távon. Az átalakítás tervezéséhez és nyomon követéséhez, az áttérés idejének és módjának meghatározásához, illetve ellenőrzéséhez terület alapelvű beavatkozási szisztémát alkalmaztunk. Minden erdőrésztletre megállapítottunk egy elméleti maximális vágáskort, amellyel az becsülhető, hogy hány éves lesz az adott állomány az utolsó léknyitás (faanyagkivétel) időpontjában, és ez megszabja az átalakítás erélyét. A konkrét beavatkozások helyére a kerületvezető erdészek légi fotók és a saját terepi tapasztalataik alapján jelölték ki a lehetőleg fahossznyi átmérőjű lékeket, amelyek darabszámáról, az állományjellemezőkből levezetett területéről és a pontos elhelyezésről évről évre részletes „léktervet” is készítenek, amelyet az erdészet vezetésével közösen véglegesítenek. A természetes újulatra alapozott lékes felújítás költségei a hagyományos erdőgazdálkodási gyakorlat során tapasztalhatókhöz képest nagyon alacsonyak. Csak az invazív fafajok eltávolításának költségével és egyes, rosszul felújuló lékekben a mesterséges pótlást magába foglaló erdősítési költséggel jár. Ez utóbbi az erdésznél évente kb. 1000–1200 darab csemete ültetését jelenti.

Egy ilyen üzemi léptékű kísérlet esetében kiemelt jelentőségű az elvégzett beavatkozások hatásainak nyomon követése, a kialakuló helyzet összevetése az eredeti tervekkel. Vizsgálatainkkal ehhez szeretnénk hozzájárulni. Célkitűzésünk alapvetően átfogó kép felvázolása volt az elmúlt évek során kialakított mesterséges lékekről. Kiemelten az alábbi kérdésekre kerestünk választ:

1. Milyen méretű lékeket alakítottak ki az egyes faállománytípusokat reprezentáló erdőrészekben?
2. Milyen mértékű károsításokat okoztak a beavatkozások a maradó állományban és az újulatan?
3. Milyen általános domborzati helyzet és léksűrűség jellemzi az egyes faállománytípusokat reprezentáló erdőrészeket?
4. Milyen hatása volt a léknyitásnak a fafajösszetételre?
5. Milyen mennyiségben jelent meg a fő- és elegyfajok újulata az eltérő méretű, korú és anyaállományú lékekben?
6. Milyen mértékű a nagytestű növényevők hatása az újulatra?

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálat helyszínének bemutatása



1. ábra: A Börzsöny középtáj – az egyes kistájakkal – és a Királyréti Erdészet elhelyezkedése, feltüntetve az egyes erdőrészekre meghatározott üzemmódokat

Figure 1: The Börzsöny mesoarea – with the microareas – and the localization of the Királyréti Directorate. The compartments are coloured according to the applied silvicultural system. Purple: transition system; green: selective logging; orange: no management practices; blue: other

A Királyréti Erdészet kezelésébe (1. ábra) a Börzsöny délkeleti részének mintegy 5070 hektáros területe tartozik (MgSzH 2007). Tájföldrajzi szempontból területének legnagyobb része a Börzsöny középtájba, a Börzsönyi-peremhegység kistájba esik (Dövényi 2010). A tájegység mai képét is alapvetően meghatározza a 14–16 millió évvel ezelőtti, több szakaszra osztható vulkáni, illetve az azt követő posztvulkáni tevékenység. Kőzettani alapját leg-

nagyobb tömegben miocén andezit és andezittufa képezi; a peremhegység déli részén lösszel vagy pleisztocén anyaggal borított bádeni lajtamészko és középső miocén slir is előfordul (Nagy 2007; Dövényi 2010). A kismedencék változatosabb földtani felépítésűek, például a lajtamészko mellett pliocén kavics, valamint a Kóspallagi-medence felszínén löszanyaggal elegyes vályogos üledék is előfordul (Dövényi 2010). A meredekebb lejtőkön miocén korú eruptív alapkőzeteken kialakuló kőzethatású talajok a leggyakoribbak (a legtömegesebb talajtípus a ranker és az erubáz). A területen előforduló barna erdőtalajok közül az agyagbemosódásos barna erdőtalaj és a Ramann-típusú barna erdőtalaj (barnaföld) fordul elő legnagyobb felszínborítással (MgSzH 2007; Dövényi 2010).

A hegység zártságából, a nagy kiterjedésű erdőtakaró mezoklimára gyakorolt hőelvonó-hűtő hatásából, a domborzati viszonyokból és a tengerszint feletti magasságból eredően a terület éves átlaghőmérséklete 8–9 °C, a peremterületek éves csapadékátlagja 600–00 mm, a központi területeké 800–900 mm.

A Börzsöny 54%-át borítja erdő, így hazánk legerdősültebb tájai közé tartozik (Dövényi 2010). A 2007-től érvényes üzemterv szerint a Királyréti Erdészet területén a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) részaránya a legnagyobb (43%), a bükk (*Fagus sylvatica* L.) aránya 19%, a csertölgyé (*Quercus cerris* L., a továbbiakban cser) 16%, a gyertyáné (*Carpinus betulus* L.) 13%, a kőrisé (magas kőris, *Fraxinus excelsior* L. és virágos kőris, *Fraxinus ornus* L.) 4%.

A mintavételi területek kiválasztása

1. táblázat: A rétegzett mintavételhez használt változók, lehetséges értékeik és rövid leírásuk

Table 1: Variables used for the stratified sampling with categories and short descriptions

Változó	Lehetséges értékek	
Faállomány-kategória	BÜKKÖS	a bükk elegyaránya meghaladja a 60%-ot
	TÖLGYES	a kocsánytalan tölgy és a cser együttes elegyaránya nagyobb, mint 60%
	KEVERT	a bükk és tölgyek összegzett elegyaránya nagyobb, mint 60%
Lékkor	VP1-2	a léknyitás időpontjától eltelt vegetációs periódusok száma 1 vagy 2
	VP3-4	három és négy vegetációs periódussal ezelőtt nyitott lékek
	VP5-6	öt vagy hat éve nyitott lékek
Az anyaállomány kora	1	60 évnél fiatalabb
	2	61–70 éves
	3	71–90 éves
	4	90 évnél idősebb állományok

A mintavételi protokoll kialakításakor alapvető szempont volt, hogy törekedjünk egyrészt minél több lék vizsgálatára, ugyanakkor minél bővebb és sokrétűbb információt szerezzünk egy-egy lékről. Vizsgálatunkba csak az átalakító és száraló üzemmódban kezelt erdőrészeket vontuk be. A vizsgált lékeket rétegzett mintavétellel választottuk ki, amelynek során a faállománytípus, a léknyitás óta eltelt idő és az anyaállomány kora szerinti csoportok reprezentálása volt a cél (1. táblázat). A térbeli autokorreláció elkerülése érdekében a hasonló paraméterekkel jellemzett mesterséges lékek közül a térben egymástól távol eső erdőrészekben találhatóakat választottuk ki. A szelekcióhoz az Ipoly Erdő Zrt. erdészeti információit használtuk: digitális erdészeti üzemtervi térkép leíró adatokkal; fahasználati adatok; 2007-es és 2010-es években készült légi fotók (terepi felbontásuk 0,4, illetve 0,2 m, digitális terepmóddal). Az ortorektifikált légi fényképek alapján azonosított, a 2010 májusi ciklon (Horváth és mtsai 2010) után nagyszámú kidőlt faegyeddel rendelkező lékeket kihagytuk a mintavételből.

A 2011 júliustól szeptemberig tartó mintavétel során az átalakító és száraló üzemmódban kezelt 692 erdőrészletben található mintegy 6000 lék közül 124-et vizsgáltunk meg. A fahasználati adattáblákban dokumentált 4533 db lék közül (2010-es nyilvántartás szerinti érték) 2236 tölgyes, 1259 kevert, 1038 bükkös faállományú – ezeknek kb. 2,5%-át vizsgáltuk meg.

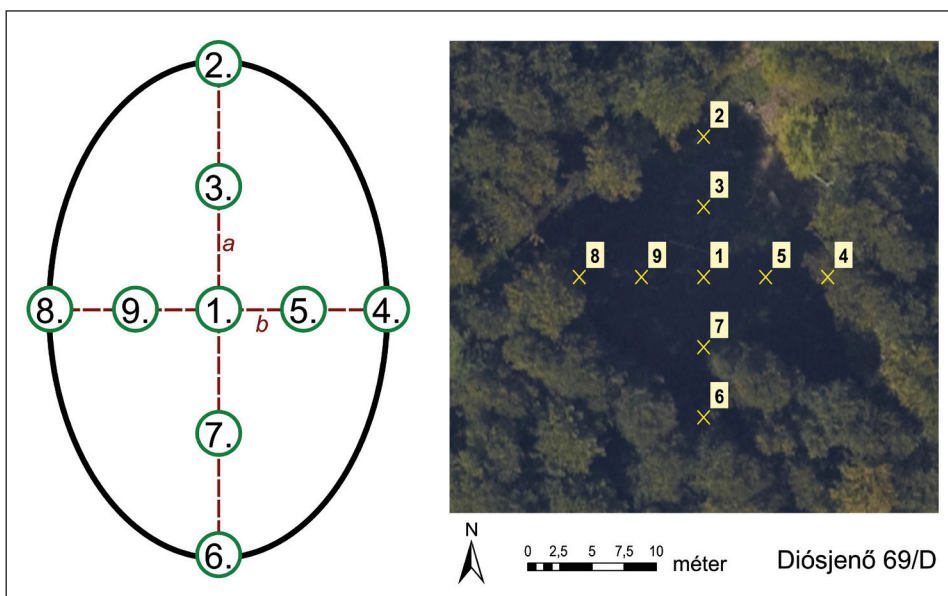
A mintavétel menete

A lékméretet ellipszissel közelítettük, a terület meghatározásához a kézi tájolóval kijelölt É-D, illetve K-Ny irányú tengely hosszát mértük meg (Haglőf Forestor DME típusú ultrahangos távolságmérővel). Ha az adott lék alakja szemmel láthatóan elnyújtott volt, a hosszú és a rövid tengelyt mértük meg. A lékek határának a környező (maradó) állomány szélső egyedeinek koronavetülete által kirajzolt sávot tekintettük, amelyet nem koronatükörrel mértünk ki, hanem „szemrevételezéssel” közelítettünk. Az utólagos kvalitatív jellemzésekhez minden lékben égtájorientált fotodokumentációt készítettünk. A reprodukálhatóság érdekében a kezdőpontot megközelítőleg a lék közepén jelöltük ki, helyét GPS-koordináta felvételével rögzítettük, (Magellan MobileMapper 6 készülékkel).

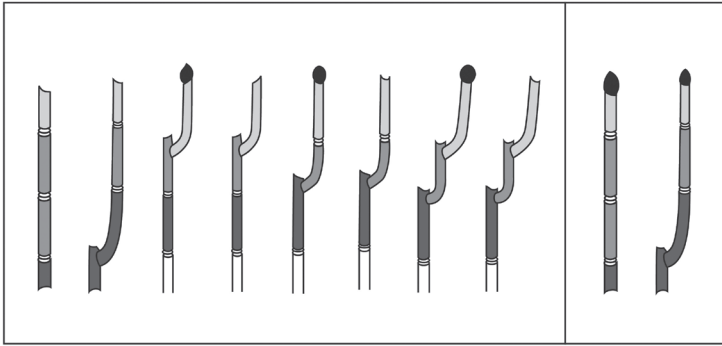
Mivel az erdőrészelek elegyarányadatai egy egész erdőrészeletre átlagolt értékek, az egyes lékek körül jellemző fafajösszetétel meghatározását a (felismerhető) tuskók és a lék szélével közvetlenül érintkező faegyedek fájának meghatározásával és az esetszámok rögzítésével végeztük.

Lékszínten prezencia-abszencia adatokkal rögzítettük a léknyitás előtti újulat (a kb. 2 métert meghaladó egyedek) jelenlétét és az erdészeti beavatkozás kíméletességére utaló jeleket, azaz a talajkárt (kiterjedését %-ban is becsültük), a már meglévő újulatban okozott közelítési károkat, valamint a maradó állomány egyedein tapasztalható törzskárt. Külön feljegyeztük azokat az eseteket, amikor az egyedek több mint 5%-a sérült. A hagyásfák számát fafajonként jegyeztük fel.

Az újulatot, a rágottságot, a cserje- és lágyszárú szintet az É-D és K-Ny tengelyek mentén összesen 9 pontban, 2 m sugarú körben jellemeztük. A mintavételi elrendezést a 2. ábra szemlélteti. A mintavétel egységként alkalmazott kategóriák a fafajok, a méretkategóriák (0–0,2 m; 0,2–1,5 m; illetve >1,5 m) és az eredet (mag; sarj) kombinációból adódtak. Ezeket a kategóriákat használtuk a borítás és a vadhatás (rágottság) becsléséhez. A rágottság jellemzésekor azt becsültük, hogy adott pontban jelen lévő, az adott kategóriába sorolt egyedek hány százaléka szenvedett a 3. ábra útmutatása szerint rágás- és/vagy hántáskárt az elmúlt két vegetációs periódus alatt (Zinggeler és Schwyzer 2001). Ez a módszer alkalmas a vad okozta rágottság intenzitásváltozásának követésére is.



2. ábra: A mintavételi pontok elhelyezésének sematikus ábrája és bemutatása a Diósjenő 69 C erdőrészeletben
 Figure 2: Schematic illustration of the sampling plots and an example in compartment Diósjenő 69 C



3. ábra: A „rágott” és „nem rágott” minősítésű hajtások lehetséges megjelenési formái a svájci nemzeti erdőléltár definíciója alapján (Zinggeler és Schwyzer 2001 szerint), módosítva

Figure 3: Plants considered “browsed” and “not browsed” according to the definition of the second Swiss national forest inventory (by Zinggeler and Schwyzer 2001), altered for our estimation

Adataink térinformatikai elemzését ESRI ArcGIS 9.2 szoftverrel végeztük. A változók többségét – statisztikailag nehéz kezelhetőségük miatt – leíró statisztikákkal (átlag, hiba, szórás) jellemeztük. A maradó állományokhoz képest a lékekben tapasztalt fajszámváltozásokat, a környező állományok elegyarányait és a lékek újulatának borításszázalékát Mann-Whitney-féle U-tesztel, a bükkös lékek bükk és kőris borításvizonyainak jellemzését nemparaméteres Kruskal-Wallis-tesztel végeztük. A statisztikai elemzésekhez a Tinn-R-rel kombinált R statisztikai programot használtuk (The R Development Core Team 2008). Az ábrákon az erdőrésztel-leíró lap kódjegyzékében használt rövidített fajnevek szerepelnek.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A lékek leíró jellemzése

Méret

A 124 db mintára számolt, ellipszissel közelített lékterületek átlaga $455 (\pm 267) \text{ m}^2$ (2. táblázat). A fajsorok adatai közül az erdőrészteltek főfajainak maximális magasságával számolva becsültük meg a fahossznyi átmérő értékét. Az anyaállomány kora és típusa szerinti lebontásban megállapíthatjuk, hogy a legnagyobb átlagos lékterület az idős bükkös anyaállományú részletekben tapasztalható, míg a fiatalabb állományokban kisebb alapterületű lékeket alakítottak ki.

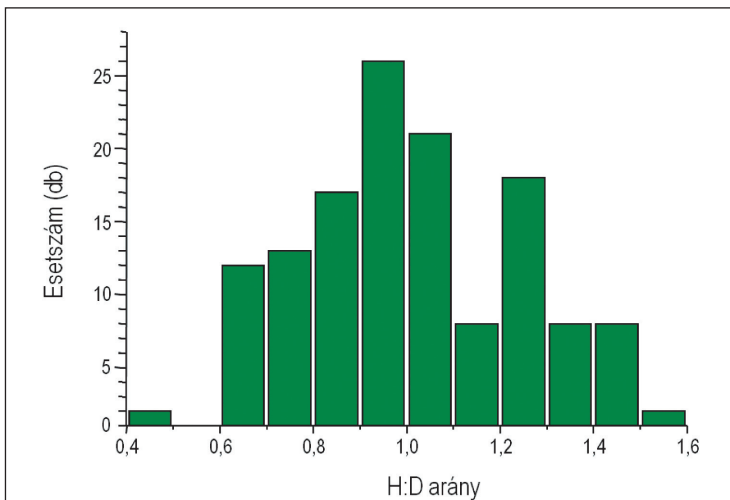
Az általunk vizsgált lékek 52%-a (65 db) számít nagy léknek, azaz a fahosszátmérő (H:D) arányuk kisebb, mint 1. Ezek közül 6 (~5%) a kifejezetten nagy lékek közé sorolható ($H:D > 1:1,5$), míg kis lékeket ($H:D > 1:0,5$) nem mintáztunk (Mihók és mtsai 2005 kategóriáit használva). A 4. ábráról leolvasható az is, hogy a lékek kb. 60%-a a 0,8–1,2 értéket veszi fel, azaz megközelíti a célul kitűzött fahossznyi átmérőt. Léknýtás utáni hozzádőlést (például a 2010. májusi viharok következtében) összesen 11 lékben regisztráltunk. A kidőlt fák (1–3, legfeljebb 7 darab) többnyire bükk egyedek voltak. A várttal ellentétben a léknýtás utáni hozzádölések nem eredményeztek szignifikánsan nagyobb lékterületeket (sem elnyújtottabb lékalakot).

A Nat-Man-vizsgálatok egyik ajánlása a bükkös lékekre, hogy táji léptékben több lékméret alkalmazandó. Az elővizsgálatok alapján már a fél fahossz átmérőjű lékekben is biztosítható a bükk természetes felújulása (lásd Mihók és mtsai 2005), mert ebben az esetben kevesebb kompetitor akadályozza az újulat növekedé-

sét. Elszórtan, nagyobb lékek kialakításával pedig az elegyfafajok – például magas kőrös, mezei juhar (*Acer campestre* L.) – megtelepedését segíthetjük elő (Kelemen és mtsai 2012). Vizsgálataink során azt tapasztaltuk, hogy a javasolt fahosszátmérő arány helyett a bükkös állományokban nyitották a legnagyobb lékeket. Ennek oka, hogy a bükkdominált erdőrészeket az említett természetes bolygatási események erősen érintették: az állományok állapota miatt rövid átalakítási időt, azaz intenzívebb területi haladást állapítottak meg.

2. táblázat: A vizsgált lékek legfontosabb jellemzői
Table 2: Descriptive statistics of the artificial gaps

	Bükkös	Kevert	Tölgyes
<i>A mintavétellel érintett erdőrészek területa (ha)</i>			
	N=14	N=16	N=26
Átlag (\pm SD)	7,84 (2,46)	8,28 (4,05)	10,00 (4,87)
Minimum	4,62	3,52	4,16
Maximum	13,75	17,48	31,10
<i>Lékerület (m²)</i>			
	N=28	N=32	N=64
Átlag (\pm SD)	593,83 (\pm 255,83)	454,55 (\pm 229,75)	394,80 (\pm 270,81)
Minimum	233,40	193,41	152,63
Maximum	1242,33	1263,42	2102,08
<i>H:D arány</i>			
	N=28	N=32	N=64
Átlag (\pm SD)	0,95 (\pm 0,17)	1,05 (\pm 0,23)	1,02 (\pm 0,25)
Minimum	0,68	0,62	0,44
Maximum	1,41	1,58	1,49
<i>Excentricitás</i>			
	N=28	N=32	N=64
Átlag (\pm SD)	0,62 (\pm 0,23)	0,48 (\pm 0,23)	0,54 (\pm 0,2)
Minimum	0,13	0,12	0,04
Maximum	0,95	0,85	0,87



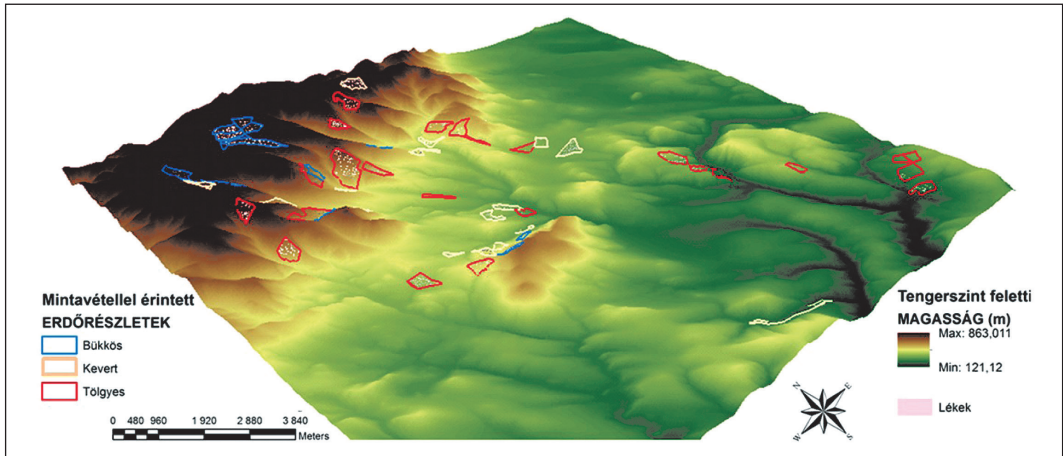
4. ábra: A jellemző fmagasság és a lékátmérő értékeiből számolt H:D index hisztogramja
Figure 4: Histogram showing stand height to diameter ratio

A fahasználatból eredő károk

Tölgyes állományokban például Csépanyi (2008) kezdetben kisebb, majd többszöri beavatkozással megnövelt hiányfoltok kialakítását javasolja. Annak érdekében, hogy a megjelenő fényigényes, lassú növekedésű kocsánytalan tölgy újulat a fejlődéséhez szükséges napi kb. 3 órással közvetlen megvilágítottságot megkapja, összességében nagyobb lélekre van szükség. A Pilsis Parkerdő Zrt. tapasztalatai szerint a kíméletes korai beavatkozás nem idéz elő gyomosodást vagy a lélek belsejének elvizesedését, illetve a magszórás követő csírázási siker a lélek közepén is biztosítható. A Királyréti Erdészet területén a kialakított hiányfoltok kiterjedésének utólagos növelése nem jellemző.

A környező állományrészen erdészeti beavatkozás hatására keletkezett törzskárt a megmintázott lélek 51%-ában jegyeztünk fel. Összesen 16 lék esetében tapasztaltunk a lábon álló egyedek több mint 5%-át érintő sérülést. Az újulati kár jellemzően a közelítés során keletkezett, a kitermelt faanyagot a már meglévő újulaton keresztül szállították ki. Újulati kár a lélek 16%-ában volt megfigyelhető. A talajkár, azaz a sokáig megmaradó talajsebzések előfordulási aránya alacsony volt, összesen a lélek 8%-ában jegyeztük fel. A beavatkozások során keletkezett károk leginkább a bükkös léleket érintették. Ennek hátterében a bükkös állományok termőhelyi jellemzői, elsősorban a nagyobb lejtőszög állhatnak.

A lélek domborzati jellemzői



5. ábra A terepi mintavétel során vizsgált erdőrészek és a légi felvételeken elkülöníthető lélek a digitális domborzatmodell kivágatán
 Figure 5: The position of the surveyed forest compartments and the gaps identified using aerial photographs

A 2007-es és 2010-es ortorektifikált légi felvételek felhasználásával lehetőség nyílt a diszkrét lombkoronazáródás-hiányos részek táji léptékű elkülönítésére (5. ábra). A térinformatikai elemzések csak a mintavétellel érintett 52 erdőrésztelre terjedtek ki, melyekben összesen 1367 diszkrét hiányfoltot különítettünk el. Minden, a légi fotók terepi felbontásának függvényében egyértelműen elkülöníthető léket bevontunk a vizsgálatba a kialakulás módjától függetlenül. A digitális terepmodellből a digitalizált lélek magasságadatait, kitétségi és lejtőszögértékeit használtuk fel a jellemzésükhöz. A lejtőkitétség meghatározásához az erdészeti kódjegyzék égtájbeosztási kategóriáit használtuk.

3. táblázat: A lékek digitális domborzatmodell felhasználásával megadott jellemzőinek összefoglalása állománytípusonként
 Table 3: Elevation, aspect, slope and gap density based on the digital evaluation model, stratified by forest types

	Bükkös	Kevert	Tölgyes
<i>Tengerszint feletti magasság (m)</i>			
	N=278	N=381	N=708
Átlag (±SD)	646,58 (±22,53)	404,82 (±17,35)	385,25 (±10,84)
Min / Max	332,02 / 819,24	157,32 / 809,30	157,75 / 692,10
<i>Lejtőkiettség (területi megoszlás %)</i>			
	N=278	N=381	N=708
É	7,74	4,79	0,76
ÉK	19,43	30,50	8,11
K	19,16	20,72	16,31
DK	11,87	9,21	15,30
D	17,75	15,89	21,65
DNY	18,11	13,17	27,47
NY	2,25	4,32	8,09
ÉNY	3,68	1,40	2,31
<i>Lejtőmeredekség (°)</i>			
	N=278	N=381	N=708
Átlag (±SD)	17,29 (±3,03)	11,55 (±2,04)	13,22 (±1,00)
Min / Max	1 / 37	0 / 32	0 / 34
<i>Léksűrűség (lékterület/1 ha)</i>			
	N=278	N=381	N=708
Átlag (±SD)	0,23 (±0,06)	0,17 (±0,07)	0,14 (±0,06)
Min / Max	0,13 / 0,34	0,05 / 0,38	0,03 / 0,25

A 3. táblázatban foglaltuk össze a távérzékeléssel mért, illetve származtatott változókat. A vártak megfelelően a legnagyobb tengerszint feletti átlagos magassággal a bükk dominanciájú erdőrészeket jellemezhetők (645 m), míg a tölgyes zónában elhelyezkedő gazdálkodási egységek fekszenek legalacsonyabban (385 m). A kiettségi viszonyok is a legtömesebb fafajok ökológiai igényeit tükrözik, a meleg- és fényigényesebb tölgyesek esetében a lékek területének 21,7%-a délies kiettségű, további 27,5% délnyugatis. A bükkös lékekre jellemző az északi kiettségű lejtők legnagyobb aránya. Az egyes erdőrészek elhelyezkedéséből adódóan a bükkdominált részek a legmeredekebbek – a Központi-Börzsönyt is érintő egységek vannak –, míg a peremhegységen elhelyezkedő másik két állománytípus kisebb lejtőszögű és kevésbé tagolt területeken fekszik.

A lékek hatása a fásszárú újulatra

Fafajösszetétel

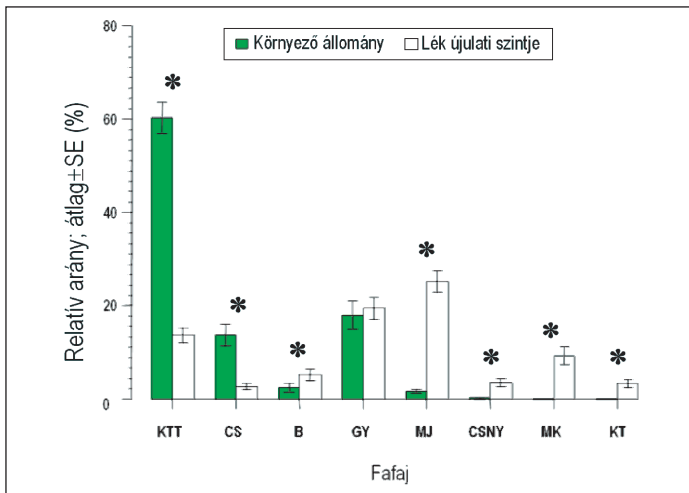
A mintavétel során a lékekben összesen 23 fafajt regisztráltunk. Ezek 30%-a (tatárjuhar: *Acer tataricum* L., községes boróka: *Juniperus communis* L., vadalma: *Malus sylvestris* (L.) Mill., fehér nyár: *Populus alba* L., akác: *Robinia pseudoacacia* L., kecskefűz: *Salix caprea* L., vénic-szil: *Ulmus laevis* Pall.) nem fordult elő a környező állományban, megtelepedésük feltételezhetően a lékeknek köszönhető. Az adventív fafajok közül az akác jelenlétét hat lékben jegyeztük fel. Ezek megjelenése sporadikus, a magoncok minden esetben a közvetlen környezetből származnak (20–30 m-en belül regisztrált előfordulása az akácnak, például villanypászta-nyiladékhöz köthetően).

A fásszárú újulat fajszámát Mann-Whitney-féle U-tesztel hasonlítottuk össze a környező állományban tapasztalható fajgazdagsággal. A maradó állomány lékekkel érintkező része és a hiányfoltok között – mindhárom áll-

mánytípus esetében – szignifikáns különbség van ($W = 1051, p < 0,01$), a lékek fajgazdagabbak a hiányfoltokat határoló állományrészeknél. Az előbbi fajszáma 3 és 13 között változik, a 124 mintára számított átlagos értéke $7 (\pm 2)$, a környező állományé viszont csupán $3 (\pm 1)$. Eredményeink egybecsengenek Busing és White (1997) megállapításaival. Idős mérsékelt övi erdőkben kialakított mintaterületeiken a lékekben $5 (\pm 2)$ fajt jegyeztek fel, míg a lékszéleken és az állomány alatt $3 (\pm 2)$ fajfaj találtak.

A fajszámnövekedés mellett az elegyarányok változását is kimutattuk a lékek fásszárú újulatában. Megjelent és jelentős relatív borításaránya tett szert több elegyfafa, például tölgyesekben kiemelhető a mezei juhar, bükkösökben a magas kőris és a hegyi juhar. Természetvédelmi, ökológiai – és közvetetten ökonómiai – okokból is fontos lehet ez a jelenség, ugyanis az elegyesebb állományok ellenállóbbak a biotikus és abiotikus bolygatásokkal szemben, és az állományok diverzitása is nő (Somogyi 1998; Frank 2000; Csépanyi 2008; Reininger 2010).

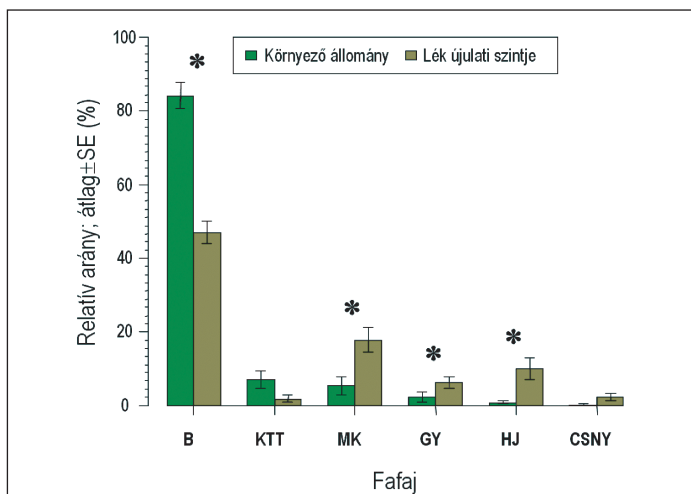
A tölgyes lékekben a kocsánytalan tölgy és a cser újulatának relatív borításaránya egyaránt csökkent a környező állományhoz képest. A 64 lék átlagértékeit vizsgálva (6. ábra) a tölgy és a cser aránya nagymértékben csökkent (60%-ról 14%-ra, illetve 14%-ról 3%-ra). A mezei juhar relatív aránya nőtt a legnagyobb mértékben (2%-ról 25%-ra), meghaladva a maradó állományban jellemző gyertyán elegyarányát. Megnőtt az elegyfajok, különösen a mezei juhar, vadkörte (*Pyrus pyraeaster* Burgsd.), a madárcseresznye (*Cerasus avium* (L.) Mönch.), a hársak (*Tilia cordata* Mill. és *Tilia platyphyllos* Scop.) és a kőrisek borításszázaléka. A bükk újulati szintre vonatkoztatott aránya 26 lékben nőtt, míg mindössze hét esetben lett nagyobb a cser és két hiányfoltban a kocsánytalan tölgy borításszázaléka a maradó állomány lokális elegyarányához képest.



6. ábra: Az általunk vizsgált 64 tölgyes lék és a környező állományban becsült borításszázalék néhány fajra. A csillaggal jelölt fajok esetében szignifikáns ($p < 0,001$ szignifikanciaszint mellett) a különbség.

Figure 6: The percentage cover of selected tree species in the 64 surveyed gaps in oak dominated stands as compared to the surrounding stands. Significant results are marked by an asterisk ($p < 0,001$).

The following abbreviations of tree species are used in figures 6–10.): **MJ**: *Acer campestre*, **KJ**: *Acer platanoides*, **HJ**: *Acer pseudoplatanus*, **GY**: *Carpinus betulus*, **CSNY**: *Cerasus avium*, **B**: *Fagus sylvatica*, **MK**: *Fraxinus excelsior*, **VK**: *Fraxinus ornus*, **KT**: *Pyrus pyraeaster*, **CS**: *Quercus cerris*, **KTT**: *Quercus petraea*, **BABE**: *Sorbus torminalis*, **KH**: *Tilia cordata*, **NH**: *Tilia platyphyllos*. The term „sarj” is referred to sprouts (e.g. „Bsarj” means the sprouts of *Fagus sylvatica*).



7. ábra: A bükkös lékek és a környező állomány elegyaránya (N=28). A csillaggal jelölt fajok elegyarányában szignifikáns ($p < 0,001$ szignifikanciaszint mellett) a különbség.

Figure 7: Percentage cover of selected tree species in the 28 surveyed gaps in the beech dominated stands as compared to the surrounding stands. Significant results are marked by an asterisk ($p < 0,001$).

A bükkösökben szintén az elegyesség növekedése figyelhető meg a lékek kialakításával (7. ábra). Az általunk vizsgált területeken a bükk elegyaránya a környező állományban 84% volt, mellette a kocsánytalan tölgy és a magas kőris a két fő állományalkotó. A kialakított hiányfoltokban az előbbi két faj borítása lecsökkent (a bükk aránya 47%-ra), a magas kőris viszont 5%-ról 18%-ra nőtt. A 28 lékkel érintkező maradó állományban jelen nem lévő fajok közül például kecskefűz, rezgő nyár, mezei juhar és hegyi szil megtelepedését tapasztaltuk (ezek újulati elegyaránya nagyobb, mint 1%).

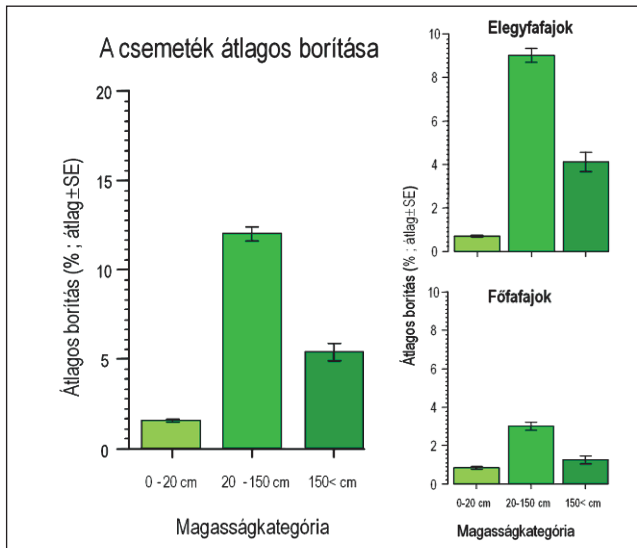
A kevert állományok ($N = 32$) esetében a legfeltűnőbb változást a tölgyek és a gyertyán arányában fellépő csökkenés (29,6%-ról 6,9%-ra, illetve 39,7%-ról 15,8%-ra), valamint a bükknél tapasztalt növekedés (18,3% helyett 25,9%) jelentette. A mezei juhar térnyerése a tölgyes lékekhez hasonlóan ezekben az állományokban is nagymértékű volt, 1% alatti elegyarányjal jellemezhető kiindulási állapotból 15%-ra nőtt a borítása.

A fásszárú újulat borítása

Gazdálkodói szempontból az újulat fajösszetételén túl kiemelkedően fontos kérdés, hogy a felújuláshoz kellő számú csemete telepedik-e meg a lékekben. A magassági csoportok átlagos összborítása mellett a főfafajok borítását az elegyfajoktól elkülönítve is vizsgáltuk (8. ábra). A 20–150 cm-es kategóriában tapasztaltuk a legnagyobb átlagos összborítást (12,4%). A fő- és elegyfajok átlagos borításában is ez a méretkategória jellemezhető a legnagyobb értékkel. Az elegyfajok újulatának borítása többszöröse a tölgy, cser és bükk összesített átlagos borításának. Ennek hátterében az áll, hogy a hagyományos vágásos üzemmódnál megszokott fajszám az átalakítás során megnő, és emiatt a gazdaságilag preferált fajok elegyaránya csökken. A megváltozott fényviszonyok és a nagyobb propagulumhozamok is a könnyebben terjedő lékfajok gyorsabb kezdeti növekedésének kedveznek.

A bükkdominálta lékekben megfigyeltük, és méréseinkkel alátámasztottuk a két fő állományalkotó faj, a bükk és a magas kőris egymáshoz viszonyított borításában tapasztalható időbeli – azaz méretkategóriák közötti – változást. Az egyes méretkategóriák relatív bükkborításértékeit nem-paraméteres Kruskal-Wallis teszttel hasonlítottuk össze. A mért relatív bükkborítások közötti különbség szignifikáns volt ($H = 76,4673$, $df = 2$, $p < 0,001$). A kezdetben dominánsabb kőris a 150 cm feletti csemeték esetében csupán a vizsgált lékek 32%-ában van jelen, ezekben

is a bükkcsemetéknél lényegesen kisebb borításértékekkel. Ugyanezt a dominanciaváltást írta le Kenderes munkatársaival a bükki Óserdő Erdőrezervátumban (Kenderes és Standovár 2007; Kenderes és mtsai 2008). Terepi tapasztalatunkat, azaz a kőris-bükk dominanciaviszonyban bekövetkező eltolódást Emborg és munkatársai (Emborg 1998; Emborg és mtsai. 2000) is megfigyelték nagyobb időskálára nézve. A jelenség háttérében a két faj eltérő terjedési stratégiája áll. A záródáshiányos foltok – jelen esetben a vágástér – kialakulását követően a kőris szinte azonnal képes megtelepedni és gyors ütemben növekedni. A bükk a kezdeti lassabb növekedés ellenére, árnyéktűrése következtében, kisebb fényintenzitás mellett is dominánssá válhat. Ezt fokozza a kőris jelentősebb mértékű öngyűrülése. A vizsgálatunk eredményével kapcsolatban figyelembe kell venni további lehetséges ható tényezőket is. Ezek közül kézenfekvő, hogy a léknyitás előtt egyes lékekben esetlegesen már jelenlévő bükkmagoncok alatt a kőris számára nem volt ideális a fényklíma, valamint szerepet játszhat a nagytestű növényevők kőris iránti táplálékpreferenciája is (Kenderes és Standovár 2007; Čermák és mtsai. 2009). A rágottságbeli különbségek mellett (csatolt jelenségeként) említést kell tenni a Nagy-Hideg-hegy környéki lékek *Chalara fraxinea* T. Kowalski fertőzöttségéről is. A magas kőris kéregnekroízisát okozó gombát eddig elsődlegesen fiatal egyedeken azonosítottak – Magyarországon először 2008-ban (Szabó és mtsai. 2009). A kórokozó megtelepedését és a fertőzés kialakulását elősegítik a szöveti sérülések, így a vadhatás is. Az említett területen található mérési pontokban azt tapasztaltuk, hogy a rágott egyedek szinte mindegyikét érintette a gombabetegség.



8. ábra: Az újulat összborítása, valamint a főfajok és az elegyfajok méretkategóriánkénti átlagos borítása

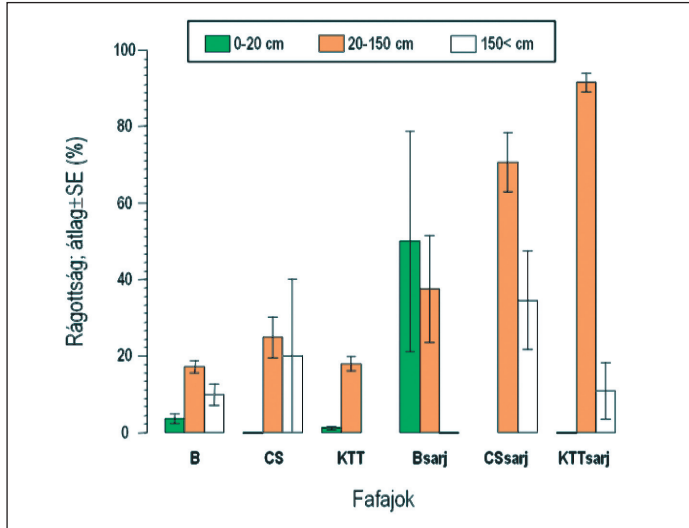
Figure 8: The total cover of the natural regeneration, the cover of the saplings of dominant tree species and admixing tree species

Az újulat rágottsága

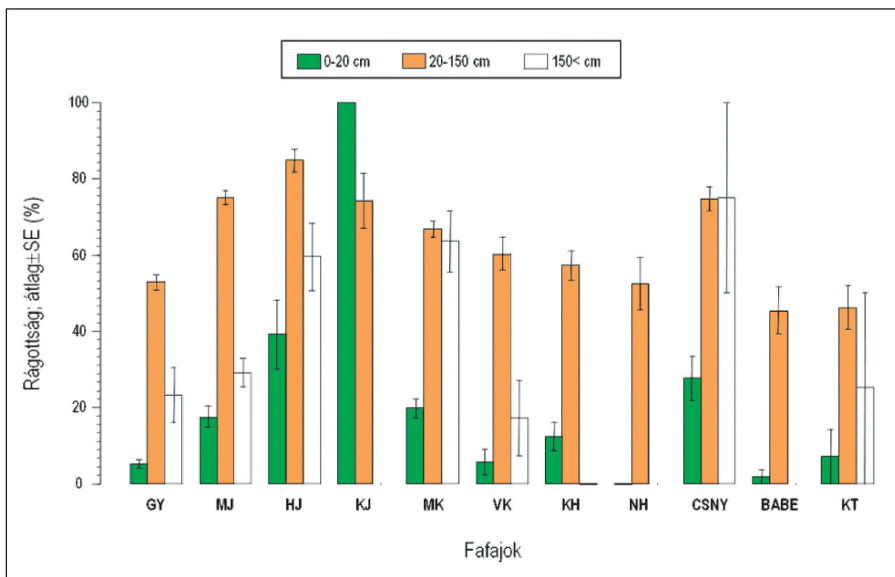
Az újulat rágottságának vizsgálata azt mutatta, hogy a főfajok (bükk, kocsánytalan tölgy, cser) a vad által leginkább elérhető 20–150 cm-es kategóriában károsodtak (9. ábra). Ennek mértéke átlagosan 20% körüli, azaz az egyedek 20%-át érinti. A sarjeredetű újulat rágottsága – e kategórián belül is – kiemelkedően magas, az egyedek 80%-án tapasztalható rágáskár.

Az elegyfajok rágottságát vizsgálva (10. ábra) szintén a 20–150 cm-es csemeték rágottsága adódik legnagyobb, de ez az érték – például a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és a madárcseresznye esetében – eléri a 80%-ot. A vad okozta rágottság a nagyobb méretkategória felé általában szintén csökken (kivételek alól

a madárcseresznye). A 20 cm-nél alacsonyabb korai juhar (*Acer platanoides*) újulatának 100%-os rágottsága abból adódik, hogy a faj ebben a méretkategóriában kevés egyeddel lett mintázva. Ahol bekerült a mintavételbe, ott minden magonc rágott volt, de hogy ez a nagymértékű preferencia mennyire általánosítható a korai juharra, több lék és egyed felméréséből lehetne egyértelműen megmondani.



9. ábra: A gazdasági szempontból fontos állományalkotó fajok rágottsága. A minták átlagait (és azok standard hibáját) három méretkategóriában, a mag- és sarjeredetű egyedek rágottságát külön ábrázolva
 Figure 9: The browsing intensity on the dominant tree species. The mean values (\pm SE) are shown for the three size-categories. Natural regeneration and sprouts are treated separately.



10. ábra: Az általunk vizsgált lékekben legnagyobb borításértékkel jelen lévő elegyfajok rágottsága (átlag \pm SE), három méretkategóriában
 Figure 10: Browsing intensity on some admixing tree species (mean \pm SE) in three size-categories



A fő- és elegyfajok rágottságának intenzitásában tapasztalható különbség egybecseng például Ammer (1996), illetve Kenderes és Standovár (2007) tapasztalataival. Varga (in: Frank 2000) az elegyfajok iránti táplálékpreferenciában az elegyes állományok kialakulásának egyik legjelentősebb biogén gátját látja. Rendkívül nagy volt a kontraszt a magas kőris és a bükk (kb. 60% a 20%-kal szemben), valamint a mezei juhar és a kocsánytalan tölgy (76%, illetve 25%) rágottsága között. Számos szerző hangsúlyozza a kocsánytalan tölgy vaddal szembeni érzékenységét (például Gill és Beardall 2001; Csépanyi 2008), de vizsgálatunkkal nem tudtuk kimutatni a tölgy és a bükk – mint két domináns állományalkotó faj – között a vadhatásban megmutatókozó különbséget.

Becslésünkkel kimutattuk, hogy a nagyvadállomány komoly problémát okozhat, elsősorban a 20–150 cm-es méretkategóriába tartozó csemeték rágásával. Meg kell jegyezni, hogy további – jelen vizsgálattal ki nem mutatható – vadhatással is számolni kell. Ilyen, az újulat mennyiségi viszonyait csökkentő és fejlődését korlátozó jelenség a makk kitérés és elfogyasztása, a fiatal csemeték föld alatti részének károsítása, a hántás- és dörzsöléskár, a magoncok letérése és a vad okozta talajsebzés (Frank 2000). Azonban a nagyvad fajok növényzetre gyakorolt hatása tájleptékben vizsgálandó (Kenderes és Standovár 2007), hiszen az adott területen táplálkozó állatok általában lényegesen nagyobb területet használnak, mint egy lék vagy erdőrészet. Ennek megfelelően az adott területen problémát jelenthet a környező állományokban folyó eltérő szemléletű erdő- és vadgazdálkodói gyakorlat, különösen a vágásos üzemmód sematikus erdőkezelési protokollja. A kezelések során a cserjeszint eltávolítása a vad számára elérhető táplálékválasztékot jelentősen csökkenti, ezen felül mennyiségi táplálékkiesést is okoz (Frank 2000; Mátrai és Szemethy 2000; Katona és mtsai 2007; Kenderes és Standovár 2007), megnövelve a lékes átalakítással kezelt állományok újulatát érintő vadhatást.

ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálat eredményeinek gazdálkodó szempontú értékelése során először azt kell figyelembe venni, hogy a 2007 óta eltelt idő igen rövid az átalakítás teljes tervezett időtartamához viszonyítva. Ennek ellenére már látszik néhány tendencia (pl. az elegyesség növekedése), illetve a vizsgálatok is felhívják a figyelmet néhány – az átalakítás sikerességét veszélyeztető – tényezőre (pl. vad és invazív fajok), valamint ezeknek a kockázati mértékére. A vizsgálatok további folytatása jelentős segítséget nyújt majd a beavatkozások módjának, módszerének módosításához.

Az általunk gyűjtött adatok elsődlegesen az erdőtervezés során lehetnek fontosak, eredményeinket felhasználva a további beavatkozások szempontjából vonhatók le tanulságok a Királyréti Erdészet és az átalakító üzemmódot alkalmazó valamennyi hazai erdészet számára. Munkánk során a gyakrabban vizsgált bükkös lékek mellett a kevésbé dokumentált tölgydominálta és kevert állományokat is bevontuk a mintavételezésbe. Az általunk kidolgozott protokoll megteremti a hosszú távú vizsgálatok lehetőségét (GPS-koordináták felvétele, fotodokumentáció stb.), kiindulási alapot nyújthat a lékes átalakítások jövőbeni értékelésének terepi mintavételéhez, valamint célirányos kutatási tervek és kísérletek előkészítését is segíti. A legrobusztusabb összefüggések az alkalmazott mintavételi módszerrel is kimutathatók, azonban a további vizsgálatokhoz célszerű felülvizsgálni bizonyos elemeit. Az újulat mennyiségét borításbecslés mellett a továbbiakban érdemes lenne méretkategóriánként területegységre vonatkoztatott egyedszámban is meghatározni, ami lehetővé tenné az eredmények könnyebb összehasonlíthatóságát és értelmezését.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretnénk köszönetet mondani Dobay Gábornak, Papp Károlynak és Tímár Gábornak, a Heves Megyei Környezetvédelmi Igazgatóság Börzsöny-Cserhát Erdőtervezési Osztály munkatársainak a mintavétel szempontrendszerének összeállításában, a protokoll kialakításában és terepi tesztelésében nyújtott segítségért. Külön és kiemelt köszönettel tartozunk Csikós Eszternek a felmérésben végzett áldozatos munkájáért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ammer, C. 1996: Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. *Forest Ecology and Management*, 88: 43–53.
- Aszalós R.; Standovár T.; Ruff J. és Barton, Zs. 2004: A Börzsönyi jégtörések okairól az országosan egyre nagyobb területet érintő jégtörések fényében, Erdő és Klíma Konferencia IV., Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 249–262.
- Aszalós, R.; Somodi, I.; Kenderes, K.; Ruff, J.; Czúcz, B. and Standovár, T. 2012: Accurate prediction of ice disturbance in European deciduous forests with generalized linear models: a comparison of field-based and airborne-based approaches, *European Journal of Forest Research*, 131: 1905–1915.
- Busing, R. T. and White, P. S. 1997: Species Diversity and Small-Scale Disturbance in an Old-Growth Temperate Forest: A Consideration of Gap Partitioning Concepts. *Oikos*, 78: 562–568.
- Čermák, P.; Horsák, P.; Špiřík, M. and Mrkva, R. 2009: Relationships between browsing damage and woody species dominance. *Journal of Forest Science*, 55: 23–31.
- Csepányi P. 2008: A tölgy és a folyamatos erdőborítás, *Erdészeti Lapok*, 143: 294–297.
- Dövényi Z. (ed.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Emborg, J. 1998: Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 106: 83–95.
- Emborg, J.; Christensen, M. and Heilmann-Clausen, J. 2000: The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, 126: 173–189.
- Frank, T. (ed.) 2000: Természet – Erdő – Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger.
- Gálhidy, L.; Mihók, B.; Hagyó, A.; Rajkai, K. and Standovár, T. 2006: Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology*, 183: 133–145.
- Gill, R. and Beardall, V. 2001: The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry*, 74: 209–218.
- Horváth Á.; Zsikla Á. és Hadvári M. 2010: A „Zsófia” ciklon meteorológiai leírása, *Erdészeti Lapok*, 145: 251–252.
- Katona K.; Szemethy L.; Nyeste M.; Fodor Á.; Székely J.; Bleier N.; Kovács V.; Olajos T.; Terhes A. és Demes, T. 2007: A hazai erdők cserjeszintjének szerepe a nagyvad-erdő kapcsolatok alakulásában. *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 119–126.
- Kelemen, K.; Mihók, B.; Gálhidy, L. and Standovár, T. 2012: Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a Central European beech stand. *Silva Fennica*, 46: 53–65.
- Kenderes, K.; Aszalós, R.; Ruff, J.; Barton, Z. and Standovár, T. 2007: Effects of topography and tree stand characteristics on susceptibility of forests to natural disturbances (ice and wind) in the Börzsöny Mountains (Hungary). *Community Ecology*, 8: 209–220.
- Kenderes, K.; Mihók, B. and Standovár, T. 2008: Thirty years of gap dynamics in a central European beech forest reserve. *Forestry*, 81: 111–123.
- Kenderes K. és Standovár T. 2007: Természetes lékek felújulásának vizsgálata a bükki Őserdő Erdőrezervátumban. *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 101–108.
- Mátrai K. és Szemethy L. 2000: A gímszarvas szezonális táplálékának jellegzetességei Magyarország különböző élőhelyein. *Vadbiológia*, 7: 1–9.
- MgSzH 2007: A Diósjenő-Királyréti körzet erdőterve 2007–2016. Váci Erdőtervezői Iroda, Vác.
- Mihók, B.; Gálhidy, L.; Kelemen, K. and Standovár, T. 2005: Study of Gap-phase Regeneration in a Managed Beech Forest: Relations between Tree Regeneration and Light, Substrate Features and Cover of Ground Vegetation. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 1: 25–38.
- Mihók, B.; Gálhidy, L.; Kenderes, K. and Standovár, T. 2007: Gap Regeneration Patterns in a Semi-natural Beech Forest Stand in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 3: 31–45.
- Nagy J., 2007: A Börzsöny hegység edényes flórája. (Vascular flora of the Börzsöny Mountains). Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.
- Reininger H. 2010: A szálalás elvei. HM Budapesti Erdőgazdaság Zrt., Budapest.



- Somogyi Z. 1998: A bolygatás jelensége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. Erdészeti Kutatások, 88: 165–194.
- Szabó I.; Horváth L. és Nagy L. 2009: A magas kőrös hajtáspusztulása. Erdészeti Lapok, 144: 46–47.
- The R Development Core Team 2008: A Language and Environment for Statistical Computing.
- Zinggeler, J. and Schwyzer, A. 2001: Game Browsing Damage Survey. 93–99. In: Brassel, P. and Lischke, H. (eds.), Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment, WSL Swiss Federal Research Institute.

*Érkezett: 2013. március 28.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.*

LÉKEK FÉNYVISZONYAINAK VIZSGÁLATA HEMISZFÉRIKUS FÉNYKÉPEK SEGÍTSÉGÉVEL

Kollár Tamás

Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

Kivonat

A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás egyik legjelentősebb kihívása jelenleg egy adott állományban a megfelelő lékméret kiválasztása, hogy az segítse a gazdaságilag fontos főfafajok felújulását, de lehetőleg korlátozza a vágástéri növényzet konkurenciáját és a nem kívánatos fafajok előretörését, ezzel csökkentve az ápolások szükségességét. A vizsgálatba bevont lékekről készített hemiszférikus (más néven halszemoptikával készült) fényképek elemzése rávilágít arra, hogy egy lék fényviszonyainak meghatározásakor egy egyszerűen mért lékméret nem ad kielégítő választ. Az eredmények tükrében javasolható a kutatással foglalkozó szakemberek számára hemiszférikus fényképek készítése a lékek talajfelszíni területének becslésével párhuzamosan, melyek kiértékelésével pontosabb záródási jellemzőket és valós megvilágítottsági értékeket kaphatnak vizsgálataik során.

Kulcsszavak: hemiszférikus fényképezés, lék, nyitottság, szálaló és átalakító üzemmód, folyamatos erdőborítás

DETERMINING GAP SIZE WITH THE AID OF HEMISPHERICAL PHOTOGRAPHY

Abstract

One of the greatest challenge of the continuous cover forest management is to choose a suitable gap size in a given forest stand that will help the regeneration of economically significant woody species, but possibly control the competitors of the cutting site and undesired woody species, hereby reduce the necessity of nursing. The hemispherical photos (or fish-eye photos) taken of the gaps in the survey are about to reveal, that how little information is obtained from a simply measured gap size when determining the light conditions of a gap. From the findings, it can be suggested to forest researchers who are working with the transformation system that they take simple fish-eye photos alongside the estimation of ground level gap size, from which accurate canopy closure and real light conditions can be evaluated.

Keywords: hemispherical photography, gap, canopy openness, selection system, transformation system, continuous cover



BEVEZETÉS

A szakirodalomban heves vita folyik annak eldöntésére, vajon mely fafajok alkalmasak szálalásra, illetve a folyamatos erdőborítással történő gazdálkodásra. Egyesek szerint bármely fafaj alkalmas lehet, míg mások szerint ez nem így van. A fafajok fényigényével kapcsolatban rengeteg megállapítás született már a huszadik század elején is (Roth 1935), miszerint megkülönböztetünk fényigényes és árnyéktűrő fafajokat. A tölgyeket fényigényes fafajként írják le. Koloszár (2002, 2005) szerint szálalószervezetre csak az árnyéktűrő fafajok alkalmasak, főként a jegenyefenyő, a lucfenyő és a bükk. A fényigényes tölgyek felújítása elméletileg nem egyeztethető össze a lékes felújítás csökkent fénymennyiségével. A szálaló üzemmóddal kapcsolatos tapasztalatok azonban sok esetben cáfolják ezt (Bodonci és mtsai 2006; Csépanyi 2008; Pro Silva 1999; Reininger 2010). Csépanyi (2008) több példát mutat be tölgyek felújulására lékek alkalmazásával, és javaslatokat tesz a szükséges lékméretek, lékalakok és tájolások megválasztására is. Török (2006) részletesen elemzi a bükkösök égtájorientált felújítási módozatait, azonban ennyire részletes mű tölgyekre még nem született.

A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás egyik legjelentősebb kihívása jelenleg egy adott állományban a megfelelő lékméret kiválasztása, hogy az segítse a gazdaságilag fontos főfafajok felújulását, de lehetőleg korlátozza a vágástéri növényzet konkurenciáját és a nem kívánatos fa- és cserjefajok előretörését, ezzel csökkentve az ápolások szükségességét.

Mivel a fafajok fényigényét számszerűen körülményes kifejezni, szükséges a kutatásban a lékméret mellett lehetőleg annál pontosabb mérőszámokat is alkalmazni.

A hagyományosan szemmel történő becslés által megállapított záródásérték egy lék esetén nem alkalmazható, mivel egy szabályos lék elméletileg záródásmentes, míg a körülötte lévő faállományra általában az erdőrézlet átlagos záródása jellemző, így célszerű egyéb mérési módszereket alkalmazni. Egy lék leírása a lékméret talajfelszínen való mérésével nem ad kielégítő választ arra, hogy milyen fényviszonyok uralkodnak a lékben. Kutatásaimban a fényviszonyok vizsgálatára hemiszférikus (más néven halszemoptikával készült) fényképezést alkalmazok. A fényviszonyokat hemiszférikus fényképezéssel már az analóg fényképezőgépek korában is tanulmányozták (Frazer és mtsai 1999; Brunner 2002), ám azóta jelentősen fejlődött a fényképező-technológia és a digitális feldolgozás is. Magyarországon bükkösökben Gálhidy és mtsai (2005, 2006) is használtak halszemoptikával készült fényképeket. Mihók és mtsai (2007) különböző fénymérési technikákkal hasonlították össze a halszemoptikás felvételek eredményeit. A jövőben az egyre nagyobb felbontású digitális fényképezőgépek és fejlett szoftverek egyre pontosabb kiértékeléseket tesznek lehetővé (Guay 2012).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az Erdészeti Tudományos Intézet 2010-ben állított be egy kísérletsorozatot a lékek méretének és tájolásának vizsgálatára tölgyes és cseres főfafajú állományokban. Ezen lékek felújulási folyamata és a növényzet borítási eredményei még nem adnak megfelelő válaszokat a különböző tájolású lékek eltérő hatásaira az újulat és a lágyszárú szint növekedésében, azonban a kísérleteknek már vannak részeredményei a fényviszonyok vizsgálatában. E részeredmények egyike a lékméretek és a lékbe bejutó fénymennyiség kapcsolatának vizsgálata.

A kísérletekben a lehető legolcsóbb felszereléseket használtam, mivel elsődleges célom az Erdészeti Tudományos Intézet által eddig nem használt módszer megismerése volt. A felszerelés egy Panasonic DMC-FZ 30 fényképezőgéből és egy erre közgyűrűvel felszerelhető Soligor Fish-eye Converterből áll. Az elkészült fényképeket ingyenes szoftverrel, Gap Light Analyser programmal elemeztem (Frazer és mtsai 1999).

A fényképek mindig a lécek középpontjában készültek, 2 méteres magasságban. Feldolgozáskor fontos a fénykép tájolása, ezért minden fénykép állandó észak-déli tájolással készült, melyet tájoló használatával állítottunk be. Szintén bemenő adat az erdőrészlet földrajzi helyzete (GPS-koordináta), tengerszint feletti magassága, kitétsége és lejtésszöge (amennyiben nem sík terület), mely tényezők alapján a program számítja a besugárzási értékeket.

A kísérleti területek leírása

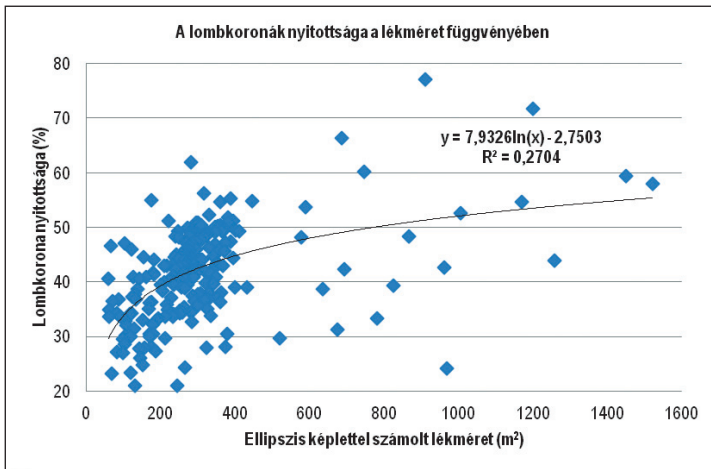
2010-ben 129 léket jelöltünk ki kilenc erdőrészletben 4 tájolást és állandó méretet alkalmazva, háromszoros ismétléssel. Az erdőrészletek a Szombathelyi Erdőgazdasági Zrt. és a HM Kaszó Erdőgazdaság Zrt. gazdálkodási területén helyezkednek el. A kitűzött lékméretet közelítőleg egy fahossz hosszúságú és fél fahossz szélességű téglalapként határoztuk meg, ez az összehasonlítás érdekében minden erdőrészletben 30x15 méteres téglalapnak felel meg, tehát a maximális lékméret elméletileg 450 m². A téglalapok kitévésekor fő szempont volt, hogy inkább kisebb legyen a lék, minthogy túlhaladjuk ezt a méretet néhányval több fa kitermelésével. A használt tájolások É-D, ÉK-DNy, K-Ny, ÉNy-DK. A lékeket egy erdőrészleten belül úgy jelöltük ki, hogy a részleteket 50x50 méteres parcellákra osztottuk, és ezek középpontjában tűztük ki a különböző tájolású lékeket, véletlenszerű elosztásban. Ahol a szükséges háromszoros ismétlés betartása mellett maradtak üres parcellák, azokat kontrollterületként érintetlenül hagytuk. A lécek az erdőrészletek területének maximum 3–9%-át érintették.

Emellett 88 különböző méretű és változó tájolású léket vizsgáltam meg 9 különböző, átalakító üzemmódban kezelt erdőrészletben, melyeket a Szombathelyi Erdőgazdasági Zrt. üzemi gyakorlata alakított ki.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A lékméret, a lombkorona nyitottsága és a besugárzott fény mennyiség összehasonlítása

Az általunk kijelölt 129 lékben eddig 2 fényképsorozat készült 2011-ben és 2012-ben, míg a gyakorlat által kezelt erdőrészletekben egyszer fényképeztem 2011-ben vagy 2012-ben. A lécek méretét a koronavetületre állással, a lék szélén található faegyed koronájának legszélén mértük a hossz tengelyen és arra merőlegesen a rövid tengelyen. A lékméreteket meghatározásánál minden esetben ellipszist használtam, mely jobban közelíti a valós lékméretet. A lombkorona nyitottsága megegyezik a hemiszférikus fényképeken a lombzat és ágrendszer által nem takart pixelek arányával. A halszemoptika sajátossága, hogy a látószöge 360 fokban mutatja a lombkorona változatosságát egy félgömbre vetítve, így nemcsak a fényképezőgép felett lévő lombkorona záródását kapjuk meg, hanem az oldalfény szempontjából jelentős környékbeli állomány záródása is kiértékelhető.



1. ábra: A lombkoronák nyitottsága a számított lékméret függvényében
 Figure 1: The canopy openness depending on the calculated gap area

Az 1. ábrán látható, hogy nem megfelelő a lékméret és a nyitottság közötti korreláció ($r^2=0,2704$), tehát egy lék leírása a lékméret talajfelszínen való mérésével nem ad kielégítő választ arra, hogy milyen fényviszonyok uralkodnak a lékben. A lékek mérete és a fényképeken mért záródásihiány nem áll szoros összefüggésben. Ennek több oka van:

- A koronavetületre állás szubjektív mérési hibát tartalmaz a felvételt végző miatt.
- A lékeket körülvevő állomány záródása sohasem 100%.
- A lékek alakja sosem ideális téglalap vagy ellipszis, így konkrét területadatot távolságmérésekkel csak kis pontossággal lehet kiszámolni.

A koronavetület alá állás hibáját 2 adatsor mutatja az 1. táblázatban. A felméréseket azonos időszakban, ősszel, teljes lombzat idején készítettem. Az adatok alapján mérettartományokat lehet felállítani, de pontosan nem lehet megadni a konkrét lékméretet. A legszembetűnőbb hiba a Bejcggyertyános 13 A erdőrészletben mutatkozott, ahol 45 m²-es növekedést mértünk, miközben a koronák nyitottsága csökkent (tehát záródott a lék, lásd 2. táblázat). Ez alapján véleményem szerint a koronabenövés nem lehet egyértelműen megállapítani megfelelő pontossággal éves szinten pusztán a lékek méretének talajfelszíni mérésével.

Ennek a mérési hibának a kiküszöbölésére javasolt a halszemoptikával készült koronafényképek készítése és elemzése, mely konkrét számadatot ad az adott lék, illetve az azt körülvevő állomány nyitottságáról és a besugárzott fény mennyiségéről, mely függ a záródástól, a lék tájolásától, kitettségétől, lejtésszögétől, földrajzi helyzetétől és tengerszint feletti magasságától is.

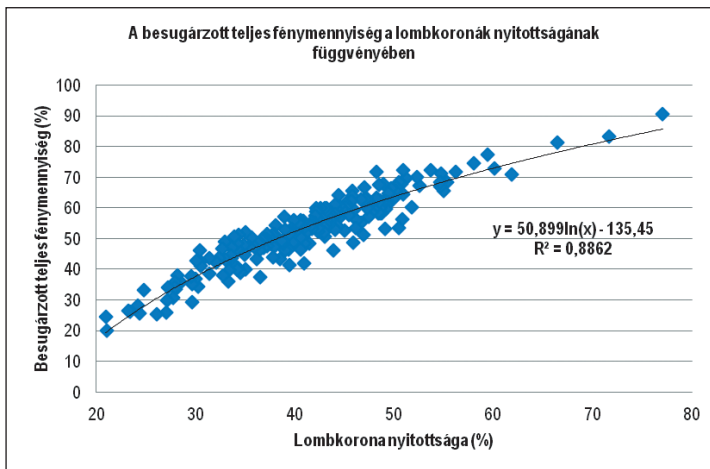
A 2. ábra egyértelműen szoros összefüggést mutat a két változó között ($r^2=0,8862$). A besugárzott teljes fény mennyiség függ a lék tájolásától és a különböző záródásihiányos foltok térbeli elhelyezkedésétől is a mintapont leíró adatain kívül.

Adataink ellenőrzésére és a koronák benövésének vizsgálata céljából a méréseket 2012. évben megismételtük azonos időpontban, azonos felállási pontban. A két év nyitottsági értékeit a 2. táblázatban közöljük. Kimutatható különbség volt a záródásban a két felvételi évben, ellenben a várthoz viszonyítva negatív eredménnyel, a lékek nem záródtak össze, hanem átlagosan 3%-kal nyitottabbakká váltak (3. táblázat). Ennek oka valószínűleg a szélsőségesen aszályos időjárásra vezethető vissza. Míg a 2010. év extrém csapadékos volt, addig a 2011. és 2012. év aszályos volt. A koronák összezáródása egyedül a Bejcggyertyános 13 A erdőrészletben volt mérhető, mely a kísérleti területek közül a legjobb vízgazdálkodású. Az elemzett fényképek darabszáma azért nem egyezik, mert 2011-ben öt fénykép alkalmatlan volt a feldolgozásra.

1. táblázat: A lékméreték változása kilenc erdőrésztletben a lékvágást követő két évben(A lékek méreteit ellipszis képlettel számoltuk ki (s: szórás).)

Table 1: The change of gap size in nine forest subcompartments in the following two years after the gap cutting, gap sizes were calculated with ellipse formula (s: deviation)

Erdőrészlet	N	A lékméreték változása								Változás
		2011				2012				
		átlag	s	min.	max.	átlag	s	min.	max.	
		db	m ²	m ²	m ²	m ²	m ²	m ²	m ²	
Bejcgertyános 13 A	8	255	69	174	371	301	61	187	394	45
Inke 27 D	22	295	58	188	452	312	47	183	402	17
Körmend 4 C	12	280	93	170	412	256	80	132	366	-24
Nádasd 3 A	12	252	86	146	449	266	70	161	396	14
Nádasd 50 A	12	267	34	222	343	280	49	218	366	12
Szenta 1 B	13	285	93	151	548	288	105	142	578	3
Szenta 37 F	24	292	61	157	408	306	55	209	411	14
Vép 32 D	12	322	31	276	370	315	36	268	372	-7
Vép 37 A	12	324	67	228	447	310	54	242	446	-14



2. ábra: A besugárzott teljes fénymennyiség a lombkorona nyitottságának függvényében
 Figure 2: The total solar radiation transmitted by the canopy depending on the canopy openness

A kísérlet legfontosabb célja, hogy a különböző tájolású lékek közötti különbség kimutatható legyen a lágyszárú szint borításában és az újulat növekedésében, nem valósult meg a kísérlet első két évében. Noha elméletileg hasonló méretű lékeket tűztünk ki, a különböző tájolású lékek nem mutattak szignifikáns különbségeket egyik tájolás javára sem a besugárzott teljes fénymennyiség függvényében a lék középpontjából készített hemiszférikus fényképek elemzése során. Ennek egyik oka a záródásbeli változatosság a lékek környéki állományokon belül. A feltételezhető ok, hogy a tájolás sokkal kisebb mértékben befolyásolja a lék középpontjába bejutó fénymennyiséget a kísérletekben vizsgált mérettartományú lékekben, mint a lék konkrét mérete, illetve a lék környéki állomány záródása. Természetesen nem állítom, hogy ne lenne különbség a lék egyes részterületeinek besugárzási értékeiben.

2. táblázat: A lombkoronák nyitottságának változása kilenc erdőrésztletben a lékvágást követő két évben
Table 2: The change of canopy openness in nine forest subcompartments in two years after the gap cutting

Erdőrészlet	Állomány-típus	Kor	A lombkoronák nyitottságának változása										
			2011					2012					Vált.
			N	átlag	s	min.	max.	N	átlag	s	min.	max.	átlag
			db	%	%	%	%	db	%	%	%	%	%
Bejcgertyános 13 A	GY-KTT	81	8	43,0	4,2	37,4	47,4	8	38,2	5,5	27,3	44,4	-4,8
Inke 27 D	KST	66	22	43,8	5,8	32,4	57,6	24	47,1	4,7	32,7	56,2	3,3
Körmend 4 C	EF-GY-KTT	97	12	39,4	4,6	31,4	45,8	12	41,9	5,6	30,1	50,4	2,5
Nádasd 3 A	GY-KTT	117	12	39,6	7,1	8,3	52,6	12	42,9	5,3	37,2	55,4	3,3
Nádasd 50 A	EF-GY-KTT	70	12	41,4	3,8	34,7	47,3	12	46,8	4,0	40,6	52,3	5,4
Szenta 1 B	CS	65	12	33,5	5,0	27,3	46,7	13	36,7	4,0	33,7	48,2	3,3
Szenta 37 F	KST	74	23	39,5	2,9	33,1	46,4	24	41,9	3,9	36,4	49,2	2,4
Vép 32 D	CS	69	11	37,4	3,3	32,2	43,7	12	45,9	3,8	39,6	50,3	8,5
Vép 37 A	CS	73	12	41,5	3,3	35,0	46,4	12	48,2	2,8	43,8	54,7	6,7

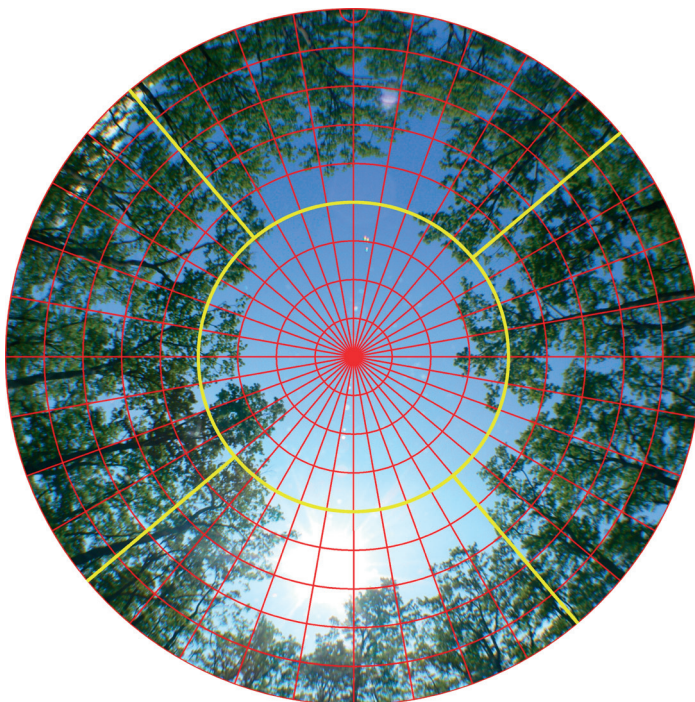
3. táblázat: A kilenc erdőrésztlet átlagos nyitottsági értékei a 2011. és 2012. években
Table 3: The average canopy openness of the nine forest sub compartments in 2011 and in 2012

Év	N	A lombkoronák átlagos nyitottsága	s	Min.	Max.
	db	%	%	%	%
2011	124	40,0	5,3	27,3	57,6
2012	129	43,6	5,6	27,3	56,2

A besugárzott fény mennyiség összehasonlítása a lékek különböző területeirészein

Ennek vizsgálatára négy közel ideálisnak nevezhető téglalap formájú, különböző tájolású (1–1 db É-D-i, ÉK-DNy-i, K-Ny-i, ÉNy-DK-i lék) és hasonló környékbeli záródással rendelkező lék fényképeit részletesen is elemeztem az Inke 27 D erdőrésztletből. A fényképet felosztottam 5 közel egyenlő területrésze, és vizsgáltuk az adott részre eső fény mennyiség arányát. A fénykép felosztása a 3. ábrán látható.

Az aljnövényzet és a csemeték növekedése szempontjából fontos, hogy a lékek egyes részterületei mennyi fényhez jutnak. A részletesen vizsgált négy fénykép átlagos eredményeit a 4. táblázatban foglaltam össze. Ezen eredmények alapján egy átlagosan 300 m²-es lék környéke 25,5 m átlagos magasságú fákkal körülvéve, melyet a 180°-os halszemoptika lát, 2 méteres magasságban a teljes fény mennyiség 59%-át kapja egy tarvágásos felújítással összehasonlítva. Ennek a fény mennyiségnek körülbelül fele jut a lék középpontjába (33%), és csak a másik felén (26%) osztozik a négy oldalsó területrésze. A szórt fényt tekintve a lékek oldalai azonos fény mennyiséget kapnak (6–7%), míg közvetlen napsugárzás esetében a déli oldalt nem éri direkt besugárzás (0%), az északi oldal (15%) kétszeres direkt fény mennyiséghez jut a keleti (7%) és nyugati (6%) szélekhez viszonyítva. Ez a fény mennyiség viszont még mindig csak fele a lék közepét érő (28%) közvetlen napsugárzásnak, és ha a teljes fény mennyiséget nézzük, a lék közepéhez képest (33%) az északi oldalon (10%) harmadannyi, a keleti (7%) és nyugati (6%) oldalakon ötödannyi, míg a déli oldalon (3%) tizedannyi fényt kap az aljnövényzet.



3. ábra: A feldolgozás során használt rácshálózat és a kép öt részre osztása (sárga színnel jelölve), északot a kép felső szélén található félkör jelöli

Figure 3: The grid used in the processing, and the five division of the photo (marked with yellow color), north is marked with a semicircle on the upper edge of the photo

4. táblázat: Egy átlagos lék részterületeire eső fénybesugárzási arányok Inke 27 D erdőrésztletben

Table 4: Solar radiation transmitted by the canopy on the zones of the average gap in Inke 27 D forest sub compartment

	Fátlan terület	A lék részterületei					Összes
		Centrális	Északi	Keleti	Nyugati	Déli	
	%	%	%	%	%	%	%
Az égtáj mérete a képen	100	23	19	19	19	19	100
Nyitottság	100	21	6	7	5	6	45
Szórt fény	50	38	6	7	6	6	62
Közvetlen napsugárzás	50	28	15	7	7	0	56
Teljes fénymennyiség	100	33	10	7	6	3	59

ÖSSZEFOGLALÁS

Az adatok rávilágítanak arra, hogy egy lék fényviszonyainak meghatározásakor egy egyszerűen mért lékméret nem ad kielégítő választ. Az eredmények tükrében javasolható a kutatással foglalkozó szakemberek számára hemiszférikus fényképek készítése a lékek talajfelszíni területének becslésével párhuzamosan, melyek kiértékelésével pontosabb záródási jellemzőket és valós megvilágítottsági értékeket kaphatnak vizsgálataik során.



A cikk példákat tartalmaz a lékméretek és a lékbe bejutó fény mennyiség kapcsolatának megismeréséhez (1. ábra). Eszerint a nagyon kisméretű lékek nem különböznek egy enyhébb záródáshiánytól. 100–200 m²-es lékek fényviszonyai sok esetben még nem különböznek egy 70–80% záródású állomány alatt tapasztalható fényviszonyoktól. A nagyobb lékek mérete hamar elérheti a tarvágással egyenértékű megvilágítottságot. Ez állhat fenn már egy 30 méter átlagmagasságú állományban 60 méter átmérőjű kör alakú lék esetén, melynek a területe 2827 m², tehát megközelítőleg 0,3 ha. Ahogy csökken a faállomány magassága, illetve a léket körülvevő faállomány záródása, úgy lesz egyre kisebb a fényviszonyok tekintetében a tarvágással egyenértékűnek tekinthető maximális lékméret. Azaz kisebb magasságnál és/vagy záródásnál már kisebb lékméret esetén is előállnak a tarvágásra jellemzőhöz közeli fényviszonyok.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom a kutatásokhoz mintaterületeket biztosító HM Kaszó Erdőgazdaság Zrt.-nek és a Szombathelyi Erdőgazdasági Zrt.-nek. Az eredmények feldolgozása a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013 projekt finanszírozásában történt.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bodonczi L.; Illés G.; Keresztes Gy.; Marghescu T.; Meggyesfalvi I. és Sinka A. 2006: A szálalás. HM Budapesti Erdőgazdaság Zrt. kiadványa, Budapest.
- Brunner, A. 2002: Hemispherical photography and image analysis with hemIMAGE and Adobe Photoshop, Danish Forest and Landscape Research Institute
- Csépányi P. 2008: A tölgy és a folyamatos erdőborítás. Erdészeti Lapok, 143(10): 294–297.
- Frazer, G.W.; Canham, C.D.; and Lertzman, K.P. 1999: Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, user's manual and program documentation. Copyright © 1999: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Gálhidy L.; Mihók B.; Hagyó A.; Rajkai K. and Standovár T. 2006: Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. Plant Ecology, 183:133–145
- Gálhidy L.; Mihók B.; Hagyó A.; Kelemen K. és Ruff J. 2005: Felújulás egy bükkállomány mesterséges lékjeiben – a lékméret hatása az újulat változásaira, Erdészeti Lapok, 140(12): 358–361.
- Guay, R. 2012: WinScanopy 2013a for canopy analysis: User's manual, Regent Instruments Canada Inc.
- Koloszár J. 2005: Szálalási lehetőségek és tudományos megalapozásuk. in: Solymos R. (ed.): Erdő- és fagazdaságunk időszzerű kérdése, MTA Budapest
- Koloszár J. 2002: Erdőneveléstan. Egyetemi jegyzet, Sopron.
- Mihók B.; Hagyó A.; Standovár T.; Gálhidy L. és Ruff J. 2007: Figyeljük a fény játékát. Erdészeti Lapok, 142(5): 156–159.
- Pro Silva Hungaria 1999: Pro Silva alapelvek, <http://www.prosilva.hu/alapelvek.php>
- Reininger H. 2010: A szálalás elvei avagy a korosztályos erdők átalakítása; HM Budapest Erdőgazdaság Zrt., Budapest
- Roth Gy. 1935: Erdőműveléstan I, II. Rottig – Romwalter Nyomda bérldő, Sopron.
- Török A. 2006: Bükkösök erdőfelújítása az égtájorientált felújítási rendszer tükrében, Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Veszprém

Érkezett: 2013. március 29.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.

AZ ERDEI AVAR TÖMEGE ÉS VÍZTARTÓ KÉPESSÉGE KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS

Zagyvainé Kiss Katalin Anita, Kalicz Péter és Gribovszki Zoltán

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Az erdei vízkörforgalom egyik állomása az avar, mely a saját tömegénél is több vizet képes a csapadékból visszatartani. Munkánk három fafaj (lucfenyő, bükk és kocsánytalan tölgy) esetén vizsgálta az avar víztartó képességét a száraztömeg függvényében. Az avargyűjtés módszerével nyert eredmények azt mutatták, hogy az avar által maximálisan felvehető vízmennyiség nagyban függ az avar száraztömegétől. Méréseink szerint az avar egy kilogrammnyi tömegére jutó maximális víztartalom 2,1–2,2 liter.

Kulcsszavak: avar, tározási kapacitás, avar-tömeg

DRY WEIGHT-DEPENDENCE OF WATER CAPACITY OF THE FOREST LITTER

Abstract

One station of the forest water cycle is the forest litter, which can retain more water from the precipitation than its own dry weight. This study examined the litter water storage depending on the dry weight for three species (spruce, beech, sessile oak). The results obtained with the method of collecting litter showed that the leaves can be uptaken by the maximum amount of water depends on especially the dry weight of the litter. According to our measurement the maximum water content of the litter per kilogram dry weight is 2.1–2.2 litres.

Keywords: forest litter, storage capacity, litter dry weight

BEVEZETÉS

Az erdőállományra érkező csapadék először a lombkorona szintjét éri el, és ott a lomblevelek a rájuk hulló esőcseppek egy részét visszatartják. Csak a továbbjutó állományi csapadék éri el az avartakarót, mely szintén jelentős mennyiségű vizet képes tárolni. Az avarleveleken a csapadék egy része a többé-kevésbé bomlott avarlevelek morfológiájától függően különböző sebességgel jut át. Míg a lombleveleknek inkább csak a felületük nedvesedik, addig az alomnak a belseje is képes vizet tárolni. Ezért a csapadék átjutásának sebessége is befolyásolja, hogy egy-egy csapadékeseménynek mekkora hányadát tartja vissza az avar. Több vizet tarthat vissza, a tározási kapacitás mértékéig, ha lassabban jut át rajta a csapadék.

Az avar által a csapadékból visszatartott vízmennyiséggel, az avarintercepcióval számos tanulmány foglalkozik. Hazai szinten az avarintercepció témakörében – kapcsolódva a lombkorona-intercepcióhoz – Führer (1992, 1994) és Sitkey (2006) publikált, de az avar nedvességtartalmával más-más szempontból több kutató is foglalkozott (Ijjász 1936; Cseresnyés és Csontos 2007; Gácsai 2000).

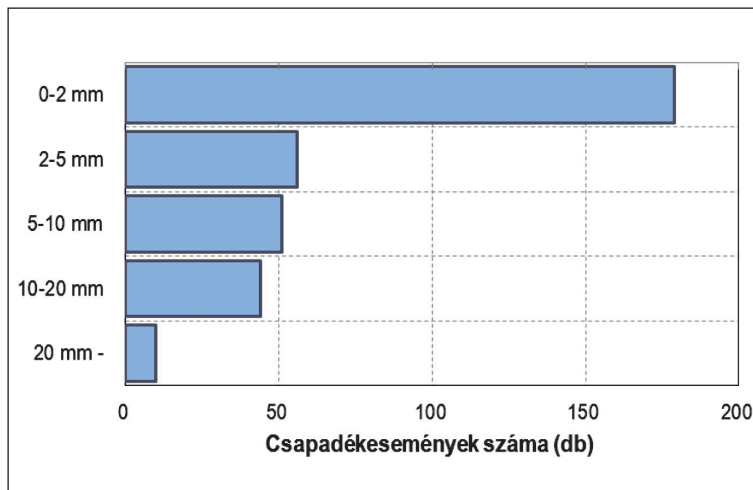
Az avar a tömegénél nagyobb vízmennyiséget is képes raktározni (Juhász, 2002). Van azonban az avarnak egy olyan maximális tározási kapacitása, melynél nagyobb vízmennyiséget már nem tud tárolni, bármilyen tartós csapadékesemény zajlik is. A nemzetközi, az avarintercepció vizsgálatát célzó publikációk terepi (Gerrits 2010) és laboratóriumi mérések (Sato és mtsai 2004) adatait közölve megadnak maximális tározási kapacitás értékeket is az avar négyzetméterére vonatkoztatva.

Munkánkban az avar maximális víztartó képessége alapján három állományt hasonlítottunk össze: bükköt (*Fagus sylvatica* Linnaeus, 1753), lucfenyőt (*Picea abies* (L.) Karsten, 1881) és kocsánytalan tölgyet (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl., 1784). Az avar víztartalmának vizsgálatához állományonként körülbelül ötszáz darab minta szolgáltatott adatokat három év alatt (2003–2005). Ezek víztartalmi és száraztömeg-elemzését mutatjuk be a következőkben.

A vizsgálati időszak csapadékviszonyai

Az avar víztartalmát a klimatikus feltételek is befolyásolják, ezért szükséges a csapadékviszonyokat röviden áttekinteni. A mérések 2003. szeptember 1-je és 2005. november 10-e között zajlottak. Ez alatt az időszak alatt összesen 1480 mm csapadék hullott a Brennbergbánya Borbálatelep mérőhely adatai szerint (Kiss 2012). Ez a csapadékmennyiség 340 csapadékeseményből tevődik össze, melyek egy része csapadéknym. A vizsgálati időszak csapadékainak nagyság szerinti megoszlását mutatja az 1. ábra.

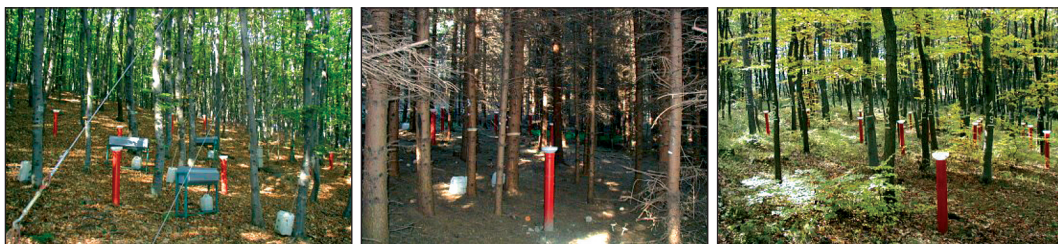
Érdemes megjegyezni, hogy az 2 mm-nél kisebb csapadékok jellemzően nem jutnak át a lombkoronán (Kucsara 1996). Ezek száma 179 volt, több mint a fele az összes csapadékeseménynek, össz mennyiségük azonban alig haladta meg a 80 mm-t. A 20 mm-nél nagyobb csapadékok 267 mm-t tettek ki. Egész naptári éveket tekintve 2003 a sokéves átlag alatti (493 mm) csapadék miatt szélsőségesen száraz év volt, a 2005-ös (737 mm) a csapadékban leggazdagabb a vizsgált három év közül.



1. ábra: A vizsgált időszak csapadékeloszlása
Figure 1: Rainfall distribution of the investigational period

A vizsgálati terület bemutatása

A kutatás helyszíne a Soprontól nyugatra fekvő Hidegvíz-völgy. A mintavételekre a Nyugat-magyarországi Egyetem által működtetett intercepciós kertek közvetlen közelében került sor (2. ábra), ahol több erdészeti hidrológiai vizsgálat folyik (Kucsara 2003). Ezekhez kapcsolódik elemzésünk is.



2. ábra: Bükkös, lucos és kocsánytalan tölgyes intercepciós kert
Figure 2: Interception garden in beech, spruce and sessile oak stand

A bükkös állomány a Farkas-árokban, a 171/G erdőrésztletben 510 m tengerszint feletti magasságban fekszik, 15% lejtésű K-i kitétségű, többletvízhatástól független területen. A természetes társulásnak megfelelő kocsánytalan tölgyvel elegyes állomány talaja savanyú nem podzolos barna erdőtalaj. A 2005. évi adatok alapján 100% záródású, 17–18 m átlagmagasságú, egyszintes, mag eredetű 18 (B)–23 cm (KTT) mellmagassági átmérőjű erdőrésztlet-állomány, 1764 (B)–588 (KTT) törzsszámmal. A kocsánytalan tölgy mint szórt elegy van jelen. Az állomány kora a jelen kutatás megkezdésekor 2003-ban 44 év volt (Vig 2000; Erdészeti üzemterv 2005). A faállomány aljnövényzete gyér.

A lucos mintavételi hely a bükkös közvetlen közelében, 500 m tengerszint feletti magasságban volt (171/H erdőrésztlet). Az erdőrésztlet 2005. évi adatai szerint az állomány záródása 83%, fmagassága 17 (LF)–18 m (B), a törzsek átmérője 18 (B)–23 cm (LF), egyszintes, mag eredetű, törzsszáma 3000 (B) és 828 (LF), elegyaránya 73–27%, a luc csoportos elegyként jelenik meg. Az intercepciós kert az erdőrésztlet elegyetlen lucos foltjában helyezkedik el. A lejtés-, kitétség-, hidrológiai és talajviszonyok a bükkössel megegyeznek (Erdészeti üzemterv 2005). Lágyszárú szintje nincs. A lucos állomány kora 33 év volt kutatásunk kezdetekor, ez volt a vizsgált három állomány közül a legfiatalabb.

A kocsánytalan tölgy állomány a két fenti területtől távolabb, a 163/K erdőrésztletben fekszik, 3–6% lejtésű nyugati oldalon. Az erdőrésztlet 2005. évi adatai szerint az állomány főfafaja a kocsánytalan tölgy, melyben csoportos elegyet alkot a bükk. Átlagos magassága 14 (KTT)–15 m (B), záródása 87%-os, átlagos átmérők: 14 cm (KTT) és 16 cm (B), 5400 (KTT) és 2205 (B) a törzsszám. A 2003-ban 37 éves állomány többletvízhatástól független, podzolos barna erdőtalajú természetszerű erdő (Erdészeti üzemterv 2005). Aljnövényzete ritka. Az intercepciós kertben a bükk szálanként fordult csak elő.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A víztartalom-meghatározáshoz az avargyűjtés módszerét (Helvey 1964) alkalmaztuk. Az avarminták gyűjtésének kezdete 2003. szeptember 1. volt. A gyűjtési módszer kidolgozásának kezdetét jelenti ez az időpont, amikor kísérleti jelleggel egy bázisvonal mentén méterenként, összesen 10 darab 20 cm × 20 cm-es mintát vettünk a középkorú kocsánytalan tölgyes állományban. A kezdeti feldolgozások alapján ez a mintaszám és mintanagyság a víztartalom változatossága alapján megfelelőnek bizonyult. A megfelelőséget a következő képlet (Kozák és Orbay 1989) alapján kalkuláltuk:

$$n = \left[\frac{s \cdot t_{\alpha/2, v}}{E} \right]^2, \quad (1)$$

amelyben n : minták száma,
 s : szórás,
 $t_{\alpha/2, v}$: t-próba kritikus értéke E értékénél,
 v : szabadságfok, $v = n - 1$,
 E : a minta hibája.

A pontosítás érdekében a következő mintavétel alkalmával a mintanagyságot, a fenti módszer alkalmazása mellett, 30 cm × 30 cm-re növeltük. Ezt a mintavételt már mindhárom állományban elvégeztük. Az elemzés során a mintanagyság növelése ellenére a mérés statisztikailag megbízhatatlanabbnak bizonyult. A mintavétel időpontjában ugyanis nagyobb volt az avar átlagos víztartalma és változatossága is, mely növelte a statisztikai bizonytalanságot. Ennek oka, hogy az átlagos nedvességtartalom növekedésével a nedvesség térbeli heterogenitása is fokozódik (a minták szórása is nő). A mintanagyságot ezért 40 cm × 40 cm-re növeltük, majd az avarmintavétel megkönnyítésére készült avargyűjtő keret mérete miatt 38 cm × 38 cm-esre változtattuk (3. ábra) 2003. október 21-től. A minták száma fafajonként 10–10 darab maradt. A mintavétel – az időjárás és útviszonyok függvényében – legfeljebb heti gyakoriságú volt. Az utolsó avargyűjtés napja 2005. november 10-ére esett.



3. ábra: Az avargyűjtéses módszer bemutatása
 Figure 3: The presentation of the method of litter collecting

Az avarmintavételek alkalmával szembesültünk a mintavétel bizonyos fokú szubjektivitásával, vagyis hol húzzuk meg a határt az avar és a talaj között, ami keveredésükkor meglehetősen nehéz (4. ábra). További kérdés, hogy a humuszosodási folyamat jellegéből adódóan mit tekintünk avarnak, mit humusznak.

A mintavételek során arra törekedtünk, hogy csak a felismerhető növényi eredetű részeket gyűjtsük be, lehetőleg maradéktalanul, a talajt viszont ne. A bázisvonalat minden alkalommal külön jelöltük ki a megelőző avargyűjtés bázisvonalával párhuzamosan, a korábbi mintavételi helyeket nem érintve.

Az avar szoros értelemben vett elhalt levélállománya nem különül el a letört gallyaktól, korhadó ágaktól, lehullott termésektől, tobozoktól és kisebb lágyszárúaktól, legalábbis azok tövétől. Mivel lényeges, hogy minél rövidebb időtartam teljen el az egyes minták gyűjtése, sőt az adott napon az egyes állományokban a mintavételek között, ezért előzetesen fontos volt tisztázni, hogy ezen elemek közül mit tekintünk az avarhoz tar-

tozónak. Helvey (1964) munkája nyomán arra az álláspontra jutottunk, hogy az egy centiméternél vastagabb ágakat és tobozokat, valamint a légyszárú növényeket nem tekintjük a vizsgálat során az avar részének. Ez a gyakorlat csak az első mintavételeket követően alakult ki, így az elemzések kezdeti mérései nagyobb bizonytalansággal terheltek.



4. ábra: A vizsgált fafajok (LF, KTT, B) avarmetszetei

Figure 4: The litter sections of measured tree species (spruce, oak, beach)

A terepen kiemelt mintákat simítózáras tasakokba helyeztük, hogy a nedvességtartalmukból a gyűjtés és feldolgozás közötti időben ne veszítsenek. A feldolgozás során laboratóriumban mértük a nedves tömeget, és ezután a mintákat szárítószekrényben 105 °C-on súlyállandóságig szárítottuk, majd meghatároztuk a száraztömeget és a kettő különbségeként a visszatartott vízmennyiséget. A természetben az általunk meghatározott abszolút száraztömeg nem fordul elő, csak a légszáraz állapot. Helvey (1964) nyomán viszont mégis ezt a módszert alkalmaztuk, mellyel jelentősen gyorsítottuk az egyébként több hetesre nyúló szárítási folyamatot. Méréseink szerint a légszáraz és az abszolút száraz állapot nedvességtartalma közötti különbség 12–14%.

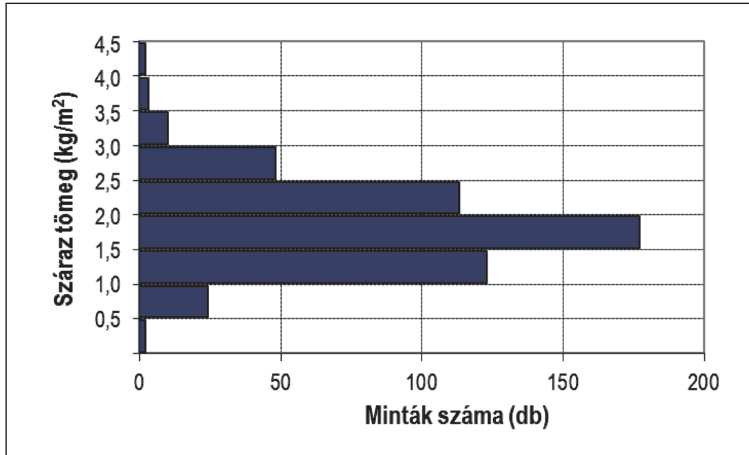
EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Az avar száraz tömege és nedvességtartalma közötti összefüggés feltárásához először az avarminták száraztömegét elemeztük. A száraztömeg tekintetében a luc állományban mutatkozott a legnagyobb érték. A m²-re átszámolt avartömegek előfordulási gyakoriságait mutatják az 5–7. ábrák a 2003–2005. évekre vonatkozóan. A lucfenyő avartömegek jellemzően 1–2,5 kg/m² tartományban fordultak elő, átlagosan 1,85 kg/m². Leggyakoribbak az 1,5–2 kg tömegű avarminták a vizsgált állomány egy négyzetméterére vonatkozóan. Kiemelkedően nagy, 4 kg/m²-nél nagyobb tömegű minták is előfordultak, bár kisebb számban. Ezek a minták korhadó fatörzsek, földből kiemelkedő gyökerek mellől származnak, ahol az avar felhalmozódik.

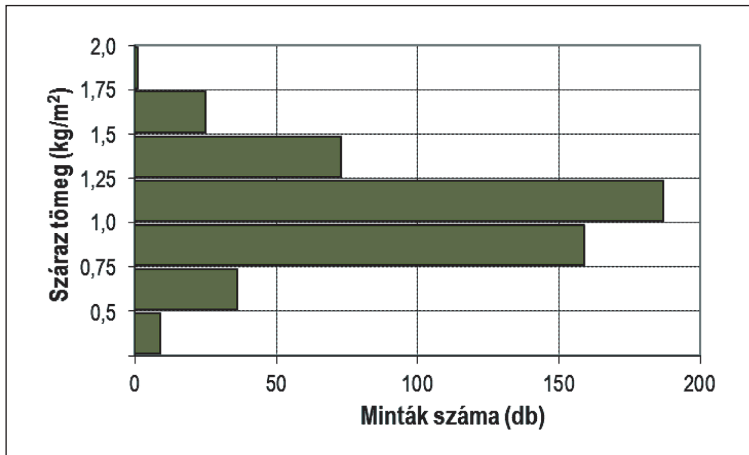
A bükk állományban a száraztömegértékeket tekintve a minták egyharmadát foglalja magába az 1,0–1,25 kg/m²-es tartomány. A minták 70%-a esik a 0,75–1,25 kg/m² száraztömegértékek közé. A legmagasabb értékek jellemzően nem haladják meg az 1,75 kg/m²-t. Az átlagos avartömeg a bükk esetében 1,06 kg/m².

A kocsánytalan tölgy avarmintáit jellemzik a legalacsonyabb száraztömegértékek: 0,5–1,0 kg/m². Ebbe az intervallumba tartozik a minták 70%-ot meghaladó hányada, egyharmada a 0,75–1,0 kg/m² tartományba. Az 1,75 kg/m²-t a kocsánytalan tölgy avar száraztömege sem haladja meg. A minták átlagértéke 0,8 kg/m².

A fafajok között határozott különbség van. Legnagyobb avartömege a lucfenyőnek van a vizsgált állományokban. A bükk avartömege átlagosan a fele, mint a lucos állományé. A kocsánytalan tölgy állomány rendelkezik a legkisebb szárazavartömeeggel, itt körülbelül 0,25 kg-mal kevesebb avar található m²-enként, mint a bükkösben.



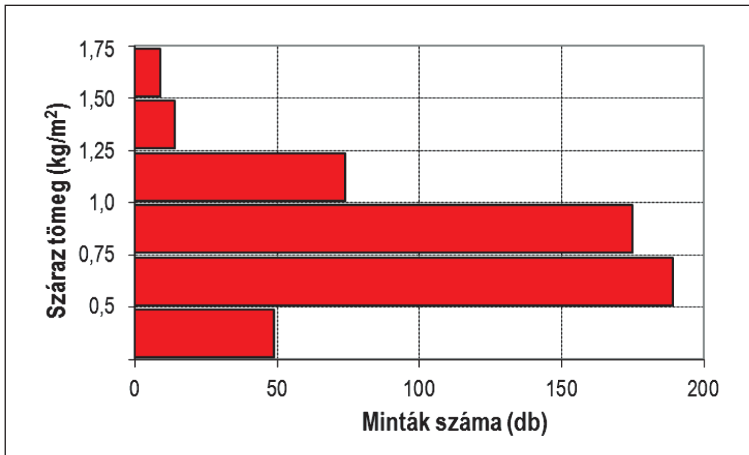
5. ábra: Lucfenyő avarminták szárastömegértékeinek előfordulási gyakorisága
 Figure 5: Incidence of dry weight values of the spruce litter samples



6. ábra: Bükk avarminták szárastömegértékeinek előfordulási gyakorisága
 Figure 6: Incidence of dry weight values of the beech litter samples

A pontdiagramok (8–10. ábra) a 2003. szeptember és 2005. november között gyűjtött minták vízréteg-vastagságra (mm) átszámított víztartalmát a szárazavartömeg függvényében szemléltetik. Az állományonként átlagosan 500 adatpárt feltüntető ponthalmazok mutatják, hogy a vizsgálat két éve során jelentős eltérés volt az egyes fajok között mind a száraztömeg, mind a víztartalom esetén. A különbség leginkább a lucos és a másik két állomány között szembetűnő, vagyis a tűlevelű és lombhullató állományok között. Míg a kocsánytalan tölgy és a bükk esetén a maximálisan mért víztartalom nem haladta meg a 4 mm-t, addig a lucfenyő esetén 5–7 mm közötti vízvisszatartás is előfordult.

A minták statisztikai kiértékelésekor azt a módszert alkalmaztuk, hogy fafajonként az adatpárokat a szárazavartömeg függvényében meghatározott kategóriákba osztottuk. Ezeket a kategóriákat a kisebb avartömegű bükk és kocsánytalan tölgy esetén 100 g-onként, lucnál 250 g-onként osztottuk be. Az egyes csoportokat a visszatartott vízmennyiség szerint rendezve a legnagyobb vízmennyiségű adatpárokat (a kategória elemszámának 5%-át) választottuk ki, melyekkel regressziós egyenest rajzoltunk. Abban az esetben, ha a ka-

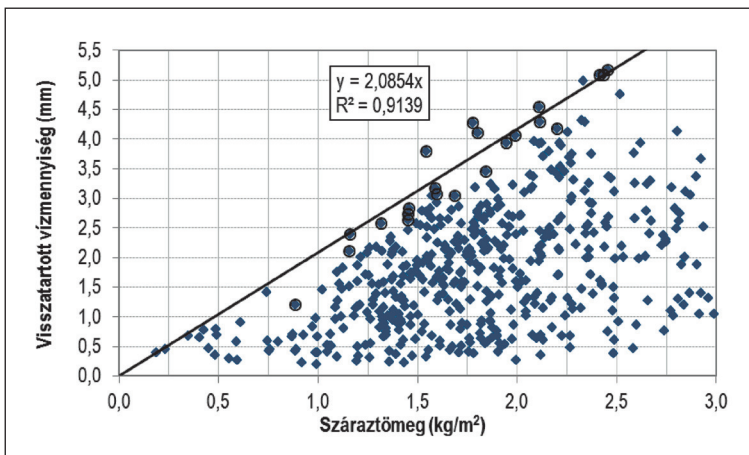


7. ábra: Kocsánytalan tölgy avarminták szárastömegértékeinek előfordulási gyakorisága
 Figure 7: Incidence of the dry weight values of the sessile oak litter samples

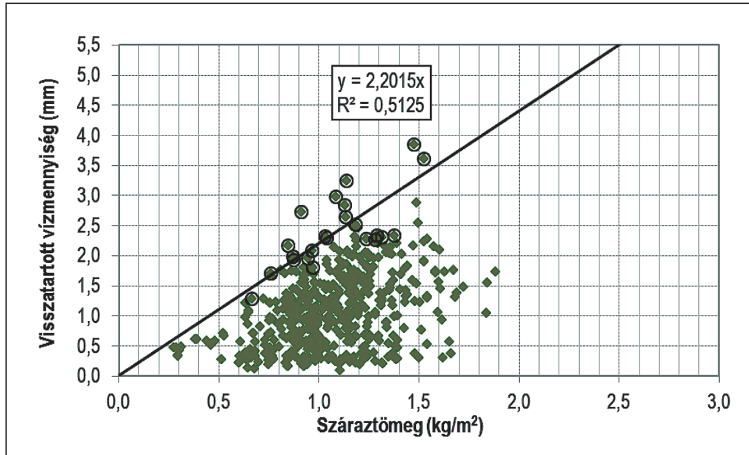
tegóriában található minták darabszámának 5%-a nem érte el az egyet, akkor abból a csoportból nem került egy adatpár sem a regressziós egyenes megrajzolásához felhasznált pontok közé. Ennek főként a nagyobb avar-tömegek esetén van jelentősége, ahol rendszerint már kevesebb minta fordul elő, és kisebb eséllyel található közöttük magasabb víztartalmú adatpár. Az egyenesek az adott szárazavartömeghez (m) tartozó maximális visszatartott vízmennyiséget (w_{\max}) mutatják. Az egyenesek általános egyenlete:

$$w_{\max} = d \cdot m \quad (2)$$

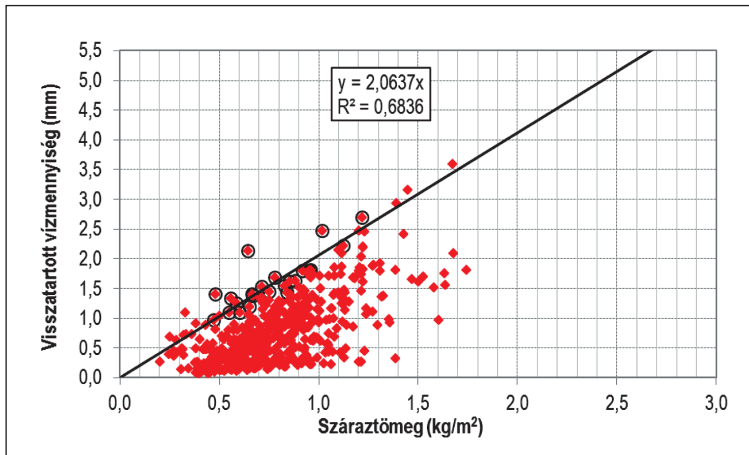
Megjegyzés: Elméleti feltételezés, hogy a 0 pontban van a tengelymetszet, vagyis a 0 g száraztömeghez 0 mm visszatartott vízmennyiség tartozik.



8. ábra: Lucfenyő avarminták víztartalomértékei a száraztömeg függvényében
 Figure 8: Water content of spruce litter samples as a function of the dry weight



9. ábra: Bükk avarminták víztartalomértékei a száraztömeg függvényében
Figure 9: Water content of beech litter samples as a function of the dry weight



10. ábra: Kocsánytalan tölgy avarminták víztartalomértékei a száraztömeg függvényében.
Figure 10: Water content of sessile oak litter samples as a function of the dry weight

Az egyenesek meredeksége (d) hasonló: azonos a luc és a kocsánytalan tölgy esetén (2,1), és kissé eltérő a bükk esetén (2,2). A szakirodalomban közölt feltevés, miszerint a tűlevelek nagyobb felületük miatt fajlagosan több vizet képesek visszatartani, nem igazolódik az adataink szerint (elképzeltető, hogy az avar a mérések során sosem telítődött teljesen).

A száraztömegadatok és víztartalommal való összefüggésük alapján azt a következtetést tehetjük, hogy a különböző avaroknak az egységnyi tömegre eső effektív vízvisszatartási tulajdonságukban az adataink alapján jelentős eltérés nincs, vagyis a maximálisan visszatartott vízmennyiség sokkal inkább függ a száraztömegtől, mint a fajajtól. A száraztömeg természetesen függ a fajajtól, kortól, klímától és más körülményektől, így közvetve ezek is befolyásolják a maximálisan visszatartott vízmennyiséget. Méréseink szerint egy kilogramm avar 2,1–2,2 liter csapadékot képes tárolni. Átlagos avartömegre kiszámítva a tározási kapacitást a vizsgált három állomány esetén az adott időszakban a következő értékeket kapjuk: bükk 2,3 l/m², lucfenyő 4,1 l/m², kocsánytalan tölgy 1,8 l/m².

A maximális víztartalomra vonatkozó becslés a numerikus modellek esetén jól alkalmazható, mivel a maximális tározási kapacitás az avartömeg ismeretében fafajtól függetlenül megadható. Az avartömeg alatt az adott területen az avarszintben fellelhető holt növényi részeket értjük. Megjegyzendő azonban, hogy ez az avar többé-kevésbé bomlott részeket is tartalmaz, és az általunk közölt érték a bomlatlan és a még felismerhető növényi részeket tartalmazó bomlott részek összességére vonatkozik, tehát az éves avarprodukción (az egy év alatt keletkező, avarszinthez hozzáadódó holt növényi részek) meghatározó vizsgálatok nem adaptálhatók közvetlenül a becslésekhez. Az avar eltérő bomlási fázisú részei ugyanis a nedvességet különböző mértékben képesek tárolni (Ijjász 1936). Az avar különböző bomlási fázisait szétválasztva bükk esetén a Führer és Jagodics (2009) szerzőpáros azt a megállapítást tette, hogy a bomlatlan avar és a bomló avar (melyben még felismerhetők a növényi részek) aránya 9:7-hez. Gyertyános-kocsányos tölgyes állományban e két fázis tömegaránya pedig egyenlő. Járó (1963) azonban rávilágít, hogy a keletkező avar bomlási sebességét több tényező is befolyásolja. Feltételezhető tehát, hogy nem az avarprodukción, hanem a tényleges avartömeget közlő szakirodalmi adat használható a becslésekhez.

A klímaváltozás hatására is változik az avartömeg (Tóth és mtsai 2008). Szakirodalmi adatok szerint a dendromassa föld feletti része a klíma szárazodásával (fafajtól függetlenül) erőteljesen csökken (Mátyás és mtsai 2010), így a régebben közölt avartömegadatok használata is gyengítheti a becslések pontosságát.

Nagyobb területeken (pl. egy vízgyűjtő) az avar maximális tározási kapacitásának becslésekor felmerülhet még az erdészeti tevékenységek hatása, a megbontott erdőállományban keletkező folytonossági hiány. Érdeemes lehet figyelembe venni, hogy az ilyen lékekben, nyiladékokban eltérő klimatikus és állományi viszonyok hatására hogyan változik az avar mennyisége.

DISZKUSSZIÓ

Méréseink szerint egy kilogramm avar 2,1–2,2 liter csapadékot képes tárolni, ami 210–220%-os kapacitásnak felel meg. Ezt támasztja alá Helvey (1964) publikációja is, amelyben az avar víztartalmát az avart elérő csapadékmennyiség függvényében közelíti, és a száraztömeg arányában maximálisan 210–215% közötti értékkel jellemzi vegyes lombhullató állomány esetén. Blow (1955) tölgyerdők avarját vizsgálva jutott arra a megállapításra, hogy az avar által felvett maximális víztartalom a száraztömeg függvényében 225%. Lowdermilk (1930) telítéssel kísérlettel igyekezett a víztartó kapacitást megállapítani borovi fenyő és borovi fenyő-cédrus vegyes állományban. Mérései szerint 180% az átlagos víztartó kapacitás a légszáraz állapothoz képest. Saját méréseink szerint a légszáraz és az abszolút száraz állapot között 12–14% a különbség, míg Blow (1955) ezt 35%-ra teszi. A Lowdermilk publikációjában közölt értéket (180%) – légszáraz állapotból abszolút száraz állapottá átváltva – 195%-ra egészíthetjük ki saját mérési eredményeink (kb. 15%) szerint korrigálva, míg a Blow (1955) közlése szerinti értéket (35%) hozzáadva 215%-nak adódik az abszolút száraz állapothoz viszonyított víztartó kapacitás. Ez az érték alátámasztja a vizsgálati eredményeinket, azonban a Lowdermilk által mért értékek jelentős szórásúak, főként a részben bomlott avar vizsgálatában.

ÖSSZEFOGLALÁS

Kutatásunk keretében elemeztük az avar száraztömegét és víztartalmát, és vizsgáltuk ezek összefüggését három fafaj, a kocsánytalan tölgy, a bükk és a lucfenyő esetében. A vizsgálat módszere adott területről összegyűjtött avar által visszatartott vízmennyiségnek és az avar száraztömegének meghatározása volt, amelynek során egy nagy mintaszámú, hároméves adatsor jött létre 2003 és 2005 között. Megállapítottuk, hogy az érintett állományok közül a luc rendelkezik az egységnyi területre vetített legnagyobb avartömegeg,



mely csaknem kétszerese a vizsgált bükk állományénak. A kutatásokba bevont állományok közül legkevesebb avartömege a kocsánytalan tölgy állománynak van.

Az avar vízvisszatartó képességével kapcsolatos vizsgálatok eredményeként azt az összefüggést kaptuk, hogy az egységnyi tömegre eső effektív vízvisszatartási tulajdonságban nincs jelentős különbség az általunk vizsgált fafajok között. Megállapítható, hogy a maximális avarvíztartalom egyértelműen függ a száraztömegtől.

A maximális avarvíztartalom száraztömegtől való függésére tett megállapítás a maximális tározási kapacitás becslését teszi lehetővé.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatást a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013 és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004 támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Blow, F. E. 1955: Quantity and Hydrologic Characteristics of Litter under Upland Oak Forest in Eastern Tennessee. *Journal of Forestry* 53: 190–195.
- Cseresnyés I. és Csontos P. 2007: A feketefenyvesek szárazsági viszonyainak változása. in. Csontos (szerk.): Feketeenyvesek ökológiai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 43–56.
- Erdészeti üzemterv 2005
- Führer E. 1992: Intercepció meghatározása bükk, kocsánytalan tölgy és lucfenyő erdőben. *Vízügyi Közlemények*, LXXIV(3): 281–294.
- Führer E. 1994: Csapadékmérések bükkös, kocsánytalan tölgyes és lucfenyves ökoszisztémában. *Erdészeti Kutatások*, 84: 11–35.
- Führer E. és Jagodics A. 2009: A klímajelző fafajú állományok szénkészlete. „Klíma-21” Füzetek 57: 43–55.
- Gácsai Zs. 2000: A talajvízszint-észlelés mint hagyományos és a vízforgalmi modellezés mint új módszer alföldi erdeink vízháztartásának vizsgálatában. Doktori (Ph.D.) értekezés, Kecskemét.
- Gerrits, A. M. J. 2010: The role of interception in the hydrological cycle. Dissertation Delft University of Technology, Delft, p.126.
- Helvey, J. D. 1964: Rainfall interception by hardwood forest litter in the southern Appalachians. U.S. Forest Service Research Paper, SE 8: 1–8.
- Ijjász E. 1936: A nyersalomtakaró szerepe az erdők vízháztartásában. *Hidrológiai Közöny*, 16. kötet pp. 72–101.
- Járó Z. 1963: A lomb bomlása különböző állományok alatt. *Erdészeti Kutatások*, 59(1–2): 95–104.
- Juhász J. 2002: Hidrogeológia. Akadémiai Kiadó, Budapest. 456 p.
- Kiss M. 2012: Éghajlati adatsorok 1. Brennbergbánya Borbálatelep. Sopron.
- Kozák A. és Orbay L. 1989: A többváltozós regressziószámítások alapjai és gazdasági alkalmazása. Kézirat, Sopron, 344 p.
- Kucsara M. 1996: Csapadék és lefolyás erdészeti kisvízgyűjtőn. Doktori értekezés, Sopron.
- Kucsara M. 2003: A hidegvíz-völgyi erdészeti hidrológiai kutatóhely. *Hidrológiai tájékoztató*, Budapest, 21–23.
- Lowdermilk, W. C. 1930: Influence of forest litter on run-off, percolation, and erosion. *Journal of Forestry*, 28: 474–490.
- Mátyás Cs.; Führer E.; Berki I.; Csóka Gy.; Drüsler Á.; Lakatos F.; Mórócz N.; Rasztovcics E.; Somogyi Z.; Veperdi G.; Vig P. és Gálos B. 2010: Erdők a szárazsági határon. „Klíma-21” Füzetek, 61: 84–97.
- Sato Y.; Kumagai T.; Kume A.; Otsuki K. és Osawa S. 2004: Experimental analysis of moisture dynamics of litter layers—the effects of rainfall conditions and leaf shapes. *Hydrological Processes*, 18: 3007–3018.
- Sitkey, J. 2006: Water cycle investigations in Hungarian forest ecosystems. *Forestry Studies in China*, 8(4): 82–86.
- Tóth J. A.; Krakomperger Zs.; Kotroczó Zs.; Koncz G.; Veres Zs. és Papp M. 2008: A klímaváltozás hatása a síkfőkúti cseres-tölgyes avartermelésére és talajdinamikai folyamataira. Talajtan Vándorgyűlés, Nyíregyháza, 2008. május 28–29. In: Talajvédelem Különszám, Talajvédelmi Alapítvány Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza, 2008.
- Vig P. 2000: Egy bükkös állomány vízháztartását befolyásoló tényezők évközi változásai. In.: III. Erdő és klíma konferencia, Debrecen, p.132.

Érkezett: 2013. március 28.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.

MIKROSZAPORÍTOTT AKÁCKLÓNOK FIATALKORI ÉRTÉKELÉSE HOMOKI TERMŐHELYEKEN

Rédei Károly, Csiha Imre, Keserű Zsolt, Rásó János és Kamandiné Végh Ágnes

Erdészeti Tudományos Intézet, Ültetvényszerű Fatermesztési Osztály

Kivonat

Magyarországon az akác (*Robinia pseudoacacia*) az egyik legfontosabb állományalkotó egzóta faj. Jelentősége sok más országban is növekszik. Új szelekciós program eredményeként nyolc akácklont állítottunk elő klónkísérletek és magtermesztő ültetvények létesítése céljából. A tanulmányban mikroszaporítással előállított akácklónok fiatalkori növekedését és törzsmínőségét vizsgáltuk két klónkísérletben homoki termőhelyeken. Tízéves korban az 'MB17D3/4', az 'MB17D3/10', valamint a 'PV 201E2/4' jelű klónok bizonyultak a legígéretesebbeknek a minőségi fatermesztés számára. A szövettenyésztéses szaporítási eljárás megfelelő eszköznek tekinthető kiváló minőségű egyedek klónos elszaporítására, új távlatokat nyitva a kiválasztott genotípusok gyors és tömeges klónozására.

Kulcsszavak: akácklónok, mikroszaporítás, homoki termőhely

JUVENILE EVALUATION OF MICROPROPAGATED BLACK LOCUST (*ROBINIA PSEUDOACACIA* L.) CLONES UNDER SANDY SOIL CONDITIONS

Abstract

In Hungary the black locust (*Robinia pseudoacacia*) is one of the most important exotic stand-forming tree species. Its importance is increasing in many other countries, too. As a result of a partly new selection programme eight black locust clones have been improved for setting up clone trials and seed orchards. In the paper the juvenile growth and the stem quality of micropropagated black locust clones were evaluated under sandy soil conditions. At age of 10 the clones 'MB17D3/4', 'MB17D3/10' as well as 'PV 201E2/4' appeared to be the most promising ones for quality wood production. Tissue culture method can be considered as a suitable tool for clonal propagating superior individuals and offering new prospects for rapid mass cloning of selected genotypes.

Keywords: black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) clones, micropropagation, sandy soil site conditions



BEVEZETÉS

(Az akác üzemi mikroszaporítási technológiájának jellemzői)

A mikroszaporítás más vegetatív szaporítási technológiával szembeni legfőbb előnyei a következőkben foglalhatók össze: helyigénye kicsi; kórokozómentes végtermék állítható elő; évszaktól és időjárástól független, folyamatos előállítást tesz lehetővé; olyan új klónok (fajták) vegetatív szaporítása válhat lehetővé, amelyek más módszerrel nem voltak klónozhatók; gyors és automatizálható technológia alkalmazható (Chalupa 1992; Balla és mtsai 1998).

A technológia hátrányai között kell megemlítenünk a következőket: a fertőződés állandó veszélye; szoma-klonális variabilitás (a mutációs ráta fokozódása), vagyis a szaporított növényanyag vagy annak egy része genotípusában eltérhet a kiinduló fajtától; nagy lehet a kiültetési veszteség; nagy az előállítási költség; speciális laboratóriumi feltételeket és képzett munkaerőt igényel. Magyarországon az akác, a nyárfélék, a tölgyek, a kőrisek, illetve a berkenyék körében folytak, illetve folytak eredményes szaporítási kísérletek, illetve ezekre alapozott klónszelektciók. Gyakorlati jelentőségű, klónspecifikus szaporítási technológiákat ez idő szerint az akácra, illetve a fehér nyárra sikerült kidolgozni (Rédei és mtsai 2010).

A szelektált akácklónok mikroszaporítási eljárásának alapjait az Erdészeti Tudományos Intézet közreműködésével, illetve a kiinduló növényi anyag (szelektált akácegyedek hajtásmintái) rendelkezésre bocsátásával Balla és Vértessy (1985) dolgozta ki.

Az akác termesztés minőségi fejlesztése területén az említett szaporítási eljárás – e téren az elért kutatás-fejlesztési eredményeink nemzetközi téren is ismertek – a következő területeken alkalmazható eredményesen (Keresztesi 1988; Balla és mtsai 1998; Rédei és mtsai 2002; Rédei 2003; Führer és Rédei 2003):

- új, a kedvezőtlenül megváltozott ökológiai feltételek között is eredményesen termesztethető klónok előállításában (az elmúlt évtizedben öt új akácklónunk vált fajtajelöltté, egy klón esetében pedig ez az eljárás folyamatban van);
- fajtakiválasztó klónkísérletek ültetési anyagának előállításában (az ERTI az ország különböző tájain négy új klónkísérletet létesített az újonnan szelektált klónokkal);
- magtermesztő ültetvény (klónplantázs) létesítéséhez szükséges ültetési anyag előállítása során;
- idős, más vegetatív eljárással nem szaporítható egyedek génkészletének megőrzésére, valamint
- a genetikai alapvizsgálatok elvégzéséhez szükséges vírusmentes növényi anyag előállítására.

A szövettenyésztéses eljárás alkalmazása a tanulmányban ismertetett szelektált akácklónok vegetatív szaporításának a felgyorsítását és új klónkísérletek létesítésének a lehetőségét is biztosította számunkra (Rédei és mtsai 2002).

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kísérleti területek leírása

A dolgozat a Duna–Tisza közti homokháton, a Kecskemét 16 CS (N46°54'44", E19°41'51") erdőrésztben, illetve a Nyírerdő Zrt. Hajdúhadházi Erdészetének területén, a Hajdúhadház 16 Q (N47°39'26", E21°42'49") erdőrésztben létesített akácklónkísérletek eredményeit ismerteti. Az erdőrésztetek talajtípusa humuszos homok, vízhatástól független hidrológiai kategóriával. Az éves csapadékmennyiség bizonyos években csak 500 mm körüli, amelyből a nyári aszályos időszakban esetenként kevesebb, mint 300 mm esik. Ez azt is jelen-

ti, hogy a csapadék elégtelen volta fatermesztést korlátozó tényezőnek számít, és ez a jelenség növeli az egyre szárazodó termőhelyek térségi nagyságrendű kialakulását is. Ezért egyre fontosabb közreadni folyamatosan és a gyakorlatra összpontosítva azoknak a kísérleteknek az eredményeit, amelyeket a fatermesztés számára egyre kedvezőtlenebb ökológiai feltételek között is rentábilisan termesztethető fajok fajtáival (klónjaival) folytatnak.

A vizsgált kísérleti területek főbb ökológiai jellemzői összefoglalóan a következők:

- klíma: erdő-sztyepp,
- hidrológia: többletvízhatástól független,
- genetikai talajtípus: humuszos homok,
- termőréteg vastagsága: sekély (Kecskemét), középmély (Hajdúhadház),
- fizikai talajféleség: homok.

Az alkalmazott metodika ismertetése

A Kecskemét 16CS erdőrésztletben található klónkísérletet 2x1 méteres hálózatban létesítettük három ismétléssel és nyolc kezeléssel. A kísérletben az alábbi akácklónok találhatók: 'PV201E2/4', 'PV201E2/1', 'MB15A2/3', 'PV201E2/3', 'PV35B/2', 'MB17D3/10', 'MB17D3/4' és a 'PV233A/1' jelzésű. Minden kezelés 15 x 20 méteres parcellát alkot. A klónok esetében egyéves mikroszaporított csemetéket, a kontroll, közönséges akác esetében pedig egyéves magági csemetéket (MÁ magonc) ültettünk.

A hajdúhadházi akác klónkísérletet szintén mikroszaporítással előállított klónokkal létesítettük, három ismétléssel, a fentiekkel megegyező hálózatban. A kísérletbe vont három klón: 'PV 233A/1', 'PV 201E 2/1' és a 'PV 201E 2/4' jelzésű. A két, a kezeléseket tartalmazókkal megegyező területű kontrollparcellát, az 1 éves akác magági csemetével felújított erdőrésztlet azon területén jelöltük ki, amely a klónok erdőrésztletével gyakorlatilag megegyező termőhelyi tényezőkkel volt jellemezhető (az említett parcellaméretek kialakítására csak itt volt lehetőség). A matematikai-statisztikai értékelés során itt a két parcella adatainak átlaga képezte a harmadik ismétlést. Ez a módszer teljesen elfogadottnak tekinthető a hasonló jellegű kísérletek értékelésénél.

A klónok felvétele során a következő tényezőket mértük, illetve számítottuk: famagasság, mellmagassági átmérő, körlap, törzsszám és az átlagfa-térfogat. A közölt kísérletek szabatos faállomány-szerkezeti és fatermesztési kiértékeléséhez a hazai és nemzetközi viszonylatban is általánosságban elfogadott, biometriai alapokon nyugvó számítási eljárásokat alkalmaztuk (Sváb 1981; Van Laar és Akca 2007; Rédei és mtsai 2013). A térfogat számításához az akác fatérfogat táblán alapuló fatérfogattüggvényt használtuk (Sopp 1974):

$$V = \frac{d^2 \cdot h^{p_0+1}}{(h-1,3)^{p_0} \cdot 10^8} \cdot (p_1 \cdot d \cdot h + p_2 \cdot d + p_3 \cdot h + p_4),$$

amelyben d a mellmagassági átmérő (cm), h a famagasság (m), $p_0=4$, $p_1=-0,6326$, $p_2=20,23$, $p_3=0,00$ és $p_4=3034$.

Az általunk alkalmazott törzsmínősítési osztályok a törzsmínőségi index számításához a következők voltak:

- 1) Egyenes, hengeres, egészséges törzs, a koronában végig követhető. Görbület egy irányban engedhető meg, de nem lehet több a törzsátmérő kétszeresénél.
- 2) A törzs egyenes, lehet villás, de csak a törzs legfelső harmadában. Görbeség csak egy irányban engedhető meg, de nem lehet több a törzsátmérő háromszorosánál.
- 3) A törzs görbe és elhajló. A görbület egy irányban elérheti a törzsátmérő ötszörösét, és kisebb térgörbeség is megengedhető.
- 4) Meglehetősen térgörbe, alacsonyan elágazó, villás fák törzshibákkal, törött koronák vagy elszáradó törzsek.

A törzsmínőségi indexet (TMI) a következő képlet alapján határoztuk meg:

$$TMI = \frac{x_1 n_1 + x_2 n_2 + x_3 n_3 + x_4 n_4}{n_1 + n_2 + n_3 + n_4},$$

amelyben x_1, x_2, x_3, x_4 = faminőségi osztályok,

n_1, n_2, n_3, n_4 = az egyes faminőségi osztályokhoz tartozó fák száma.

A mért adatok korrelációs vizsgálatát és regresszió analízisét a STATISTICA 8.0 programmal elemeztük. Varianciaanalízist a magasságra, a mellmagassági átmérőre, átlagfa-térfogatra és a törzsmínőségre végeztünk. További matematikai-statisztikai elemzések elvégzését, különös tekintettel a hasonló kísérletekből levonható érdemi következtetésekre, nem tartottuk indokoltnak. A felvett adatokhoz kapcsolódó további részletszámítások a kísérleti területek archívumában találhatók.

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

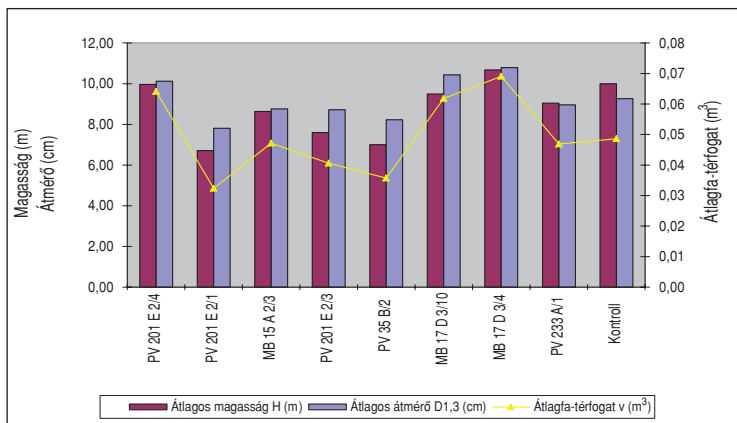
Az 1. táblázat és az 1. ábra nyolc akácklón és a közönséges akác (kontroll) faállomány-szerkezeti és törzsmínőségi adatait mutatja be 10 éves korban a kecskeméti klónkísérletben. 10 éves korban az átlagos magasság, az átlagos átmérő, valamint az átlagfa-térfogat varianciaanalízise alapján SZD=5%-os szinten statisztikailag szignifikáns különbség volt a klónok között. Ez döntően a genetikai tényezők különbözőségéből adódik.

1. táblázat: Mikroszaporított akácklónok faállomány-szerkezeti és törzsmínőségi paramétereit 10 éves korban (Kecskemét 16CS)
Table 1: Stand-structure and stem-quality parameters of micropropagated black locust clones at age of 10
(Subcompartment: Kecskemét 16CS)

Klónok	Átlagos magasság	%	Átlagos átmérő	%	Átlagfa-térfogat	%	Törzsmínőségi index
	H (m)		D _{1,3} (cm)		v (m ³)		(1-4)
PV 201 E 2/4	9,9	99,0	10,1	108,6	0,0641	131,9	1,32
PV 201 E 2/1	6,7	67,0	7,8	83,9	0,0324	66,7	1,58
MB 15 A 2/3	8,6	86,0	8,7	93,5	0,0472	97,1	1,83
PV 201 E 2/3	7,6	76,0	8,7	93,5	0,0406	83,5	1,47
PV 35 B/2	7,0	70,0	8,2	88,2	0,0357	73,5	1,50
MB 17 D 3/10	9,5	95,0	10,4	111,8	0,0618	127,2	1,38
MB 17 D 3/4	10,8	107,0	10,8	116,1	0,0691	142,2	1,31
PV 233 A/1	9,0	90,0	8,9	95,4	0,0469	96,5	1,64
Kontroll (közönséges akác)	10,0	100,0	9,3	100,0	0,0486	100,0	1,75
SZD_{5%}	2,4		1,5		0,0223		0,38

Összehasonlítva a klónok átlagos magasságát, az 'MD 17D3/4' jelű klón érte el a legmagasabb értéket (10,8 m). Az átlagos mellmagassági átmérő eredményeit összehasonlítva az 'MB 17D3/4', 'MD'17D3/10' és a 'PV 201E2/4' klónok értékei a legmagasabbak. Az átlagfa-térfogat esetében közel hasonló sorrend alakult ki ('MD 17D3/4', 'PV 201E2/4', illetve 'MB 17D3/10'). A törzsmínőségi index alapján a 'MB17D3/4' és a 'PV 201E2/4' jelű klónok érték el a legjobb értékeket, illetve szignifikánsan különböznek a kontrollhoz viszonyítva. Az átlagfa-térfogat és a törzsmínőségi index értékeit tekintve az 'MB 17D3/4', a 'PV 201E2/4' és az 'MD'17D3/10' jelű

klónok esetében egyes további klónokhoz (átlagfa-térfogat), illetve a kontrollhoz (törzsmínőségi index) viszonyítva SZD = 5%-os szinten szignifikáns különbség mutatható ki.



1. ábra: Akácklónok faállomány-szerkezeti és fatermési mutatói 10 éves korban (Kecskemét 16CS)
Figure 1: Stand-structure and yield parameters of black locust clones at age 10 (Kecskemét 16CS)

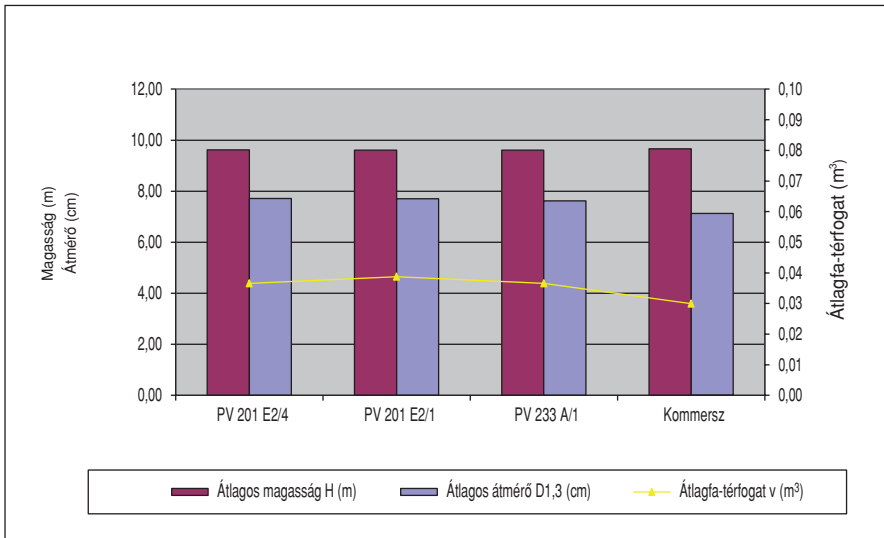
A 2. táblázat és a 2. ábra három akácklón és a közönséges akác (kontroll) faállomány-szerkezeti és törzsmínőségi adatait mutatja be 10 éves korban a hajdúhadházi klónkísérletben. Az adatokból kitűnik, hogy a mikrospaporítással előállított akácklónok minden vizsgált tényező szempontjából felülmúlták a közönséges akác vonatkozó értékeit. Az átlagfa-térfogat értékét tekintve szignifikáns különbség mutatható ki a kontroll, közönséges akáchoz viszonyítva a 'PV 201 E2/1' jelű, valamint a törzsmínőséget tekintve a 'PV 201E 2/4' jelű klón esetében.

2. táblázat: Mikrospaporított akácklónok faállomány-szerkezeti és törzsmínőségi paraméterei 10 éves korban (Hajdúhadház 16Q)

Table 2: Stand-structure and stem-quality parameters of micropropagated black locust clones at the age of 10 (Hajdúhadház 16Q)

Klónok	Átlagos magasság H (m)	%	Átlagos átmérő D _{1,3} (cm)	%	Átlagfa-térfogat v (m ³)	%	Törzsmínőségi index (1–4)
PV 201 E2/4	9,6	99,0	7,7	108,5	0,0365	122,1	1,38
PV 201 E2/1	9,7	101,0	7,7	108,5	0,0387	129,4	1,53
PV 233 A/1	9,6	99,0	7,6	107,0	0,0365	122,1	1,59
Kontroll (közönséges akác)	9,6	100,0	7,1	100,0	0,0299	100,0	1,78
SZD_{5%}	0,59		0,61		0,0071		0,32

A két bemutatott klónkísérlet adatainak összevetésekor külön kell szólni a 'PV 201E2/1' jelű akácklón mért és számított hozamadatainak nagymérvű különbözőségéről, amely két alapvető tényezővel indokolható. A kecskeméti kísérlet egy részét 8 éves korban viharkár érte, leginkább sújtva az említett klón két parcelláját. A H és D_{1,3} értékek parcellaátlagainak három ismétlést alapul vevő számításánál e klón esetében két számított értéket, harmadikként pedig ezek aritmetikai átlagát vettük figyelembe. A másik ok nagy valószínűséggel a két kísérleti terület termőhelyi különbözősége (döntően a termőréteg vastagságában), vagyis a szóban forgó klón intenzívebb fiatalkori magassági növekedést mutatott a kedvezőbb ökológiai viszonyok között.



2. ábra: Akáclónok faállomány-szerkezeti tényezői 10 éves korban (Hajdúhadház 16Q)
 Figure 2: Stand-structure parameters of black locust clones at age of 10 (Hajdúhadház 16Q)

Az összegző értékelések alapján a következő főbb következtetések vonhatók le:

- 1) A vizsgálati eredmények alapján a 'MB17D3/4' (R.p.'Homoki' akác néven fajtajelölt), az 'MB 17D 3/10', valamint a 'PV 201E2/4' jelű klónok érték el a legmagasabb átlagfa-térfogat, illetve a legjobb törzsmínőségi index értékeket.
- 2) A vonatkozó értékelések alapján megállapítható, hogy egy kivétellel valamennyi vizsgált klón törzsmínőségi index értéke jobb volt a kontroll, közönséges akácénál, ami a szelekciós munka egyik eredményeként is értékelhető.
- 3) Néhány ígéretes akáclón szárazodó homoki termőhelyeken is alkalmas lehet rentábilis ültetvényszerű fatermesztés céljára, amennyiben nagyüzemi, vegetatív szaporításukra megoldást találunk.
- 4) A mikroszaporítás eredményes eszköznek bizonyult az akác szelekciós nemesítése terén. E téren a bemutatott eredmények nemzetközi téren is figyelmet érdemlőek.

ÖSSZEFOGLALÁS

A magyar erdőgazdálkodás és erdészeti kutatás nemzetközi összehasonlításban is jelentős eredményeket ért el az akáctermesztés fejlesztése területén. A fentebb bemutatott K+F+I eredmények és azok gyakorlati alkalmazása területén – a mértékadó szakirodalmi források alapján is – a világ élmezőnyéhez tartozunk. A mikroszaporítási eljárás előnyeinek és hátrányainak összevetése ugyanakkor azt mutatja, hogy csak nemesített (szelektált) fajták szaporítása esetében célszerű és indokolt alkalmazása. Az előállított szaporító- (ültetési) anyag genetikai ellenőrzésére pedig fokozott gondot kell fordítani.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Balla, I. and Vértesy, J. 1985: Experiences and problems related to the micropropagation of black locust. In: In Vitro Problems Related to Mass propagation of Horticultural Plants. Symposium, Book of Abstracts II., Gembloux, Belgium.
- Balla, I.; Vértesy, J.; Köves-Pécsi, K.; Vörös, I.; Osváth-Bujtás, Z. and Bíró, B. 1998: Acclimation results of micropropagated black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improved by symbiotic microorganism. Plant Cell Tissue Organ Culture, 52: 113–115.
- Chalupa, V. 1992: Tissue Culture Propagation of Black Locust. Proceedings of the International Conference on Black Locust: Biology, Culture and Utilization. Michigan State University, 115–125.
- Führer, E. and Rédei, K. 2003: The role of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in the Great Hungarian Plain. Proceedings of Scientific Papers, 2. Sofia. 67–73.
- Keresztesi, B. (ed.) 1988: The Black Locust. Academic Publishing House. Budapest.
- Rédei, K.; Osváth-Bujtás, Z. and Balla, I. 2002: Clonal approaches to growing black locust (*Robinia pseudoacacia*) in Hungary: a review. Forestry, 75(5): 547–552.
- Rédei, K. (ed.) 2003: Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) Growing in Hungary. Publications of the Hungarian Forest Research Institute, Budapest. p.76
- Rédei K.; Csiha I. és Keserű Zs. 2010: A mikroszaporítás alkalmazási lehetőségei a szelekciós akácnevelésben. Erdészeti Lapok, 145(11): 382–383.
- Rédei, K.; Keserű, Zs. és Rásó, J. 2013. Early evaluation of micropropagated black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) clones in Hungary. Forest Science and Practice, 15(1): 81–84.
- Sopp L. 1974: Fatömeg-számítási táblázatok, fatermési táblákkal. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Sváb J. 1981: Biometriaei módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Van Laar, A. and Akca, A. 2007. Forest Mensuration. Springer. Dordrecht.

Érkezett: 2013. március 22.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Árbócakác

Több mint 50 éves múltja visszatekintően a hazai akáctermesztés fejlesztésének új irányát jelölte ki a faj törzsfa-szelekcióján alapuló nemesítésének beindítása, az újonnan szelektált fajták mind szélesebb körű termesztésbe vonásának egyidejű igényével. Az e területen elért magyar eredményeket fokozódó nemzetközi érdeklődés és együttműködési szándék kíséri Chilétől Törökországon át Dél-Koreáig.

Fotó: Csóka György

Szöveg: Rédei Károly

FAKITERMELÉS LOMBOS ÁLLOMÁNYOKBAN TÖBBMŰVELETES FAKITERMELŐ GÉPEK ALKALMAZÁSÁVAL

Horváth Attila László, Szakálosné Mátyás Katalin és Horváth Béla

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

A gépfejlesztéseknek köszönhetően a harvesztetek ma már nem csak kizárólag a fenyvesekben alkalmazhatóak hatékonyan. Számos terepi méréssel sikerült Magyarországon (akác, cser, bükk állományokban) is igazolni a „gépcsodák” létjogosultságát. Az idő- és költségelemzések során kapott eredmények tudatában biztossággal megállapítható, hogy a lombos állományokban is alkalmazhatóak harvesztetek, sok esetben hatékonyabb munkavégzés valósítható meg velük, mint a hagyományos motorfűrész fákitermelés során.

Kulcsszavak: harveszter, fákitermelés, lombos állomány, teljesítmény, üzemóráköltség, munkaidő-szerkezet

HARVESTING IN HARDWOOD STANDS WITH APPLICATION OF MULTI-OPERATIONAL LOGGING MACHINES

Abstract

As a result of new developments in technology, harvesters may no longer be confined to conifer forests only. Several studies carried out in black locust, Turkey oak and beech stands have justified the use of these machines in hardwood stands. Evaluating the results of the cost and time analyses we concluded that harvesters are more efficient in several cases compared to traditional wood cutting with chainsaws.

Keywords: harvester, logging, performance, operating cost, working day structure

BEVEZETÉS

Az elmúlt évszázadok során jelentős technikai fejlődésen ment keresztül az erdőgazdálkodás, így az erdőhasználat munkafolyamatai is. Új technológiák, módszerek, eszközök és gépek alakultak ki és terjedtek el. A fákitermelések döntési műveleteinél általánosan használt kéziszerszámokat – fejsze, keresztvágó fűrész – felváltották a motorfűrészek, amelyek hosszú évtizedekig egyeduralkodóvá váltak a döntési és felkészítési munkaműveletekben. Magyarországon jellemzően még mindig a motormanuális gépesítettség szinten folynak a döntési, a gallyazási és a darabolási munkák, a közelítés, kiszállítás pedig kihordóval vagy csőrős vonszolóval történik.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A többműveletes fakitermelő gépek fejlődése

A XX. század második felétől az egyre erősödő gépfejlesztéseknek köszönhetően jelentek meg a nagyteljesítményű döntő, gallyazó, daraboló és aprítéktermelő gépek, a közelítő és szállító gépek, a korszerű kérgező és rakodó gépek. A fejlett skandináv országokban az 1960-as években kezdték alkalmazni a többcé-
lú vagy többműveletes fakitermelő gépeket, amelyek a következő évtizedben létjogosultságot szereztek és elterjedtek (Hiller 1984). A speciális erdészeti gépek egyszerre két vagy több művelet elvégzésére is alkalmasak, aminek köszönhetően akár az átlagosnál nagyobb teljesítményre is képesek (Horváth 2003). Jelenleg a legkorszerűbb technológiát képviselik azon gyártók – pl. a Komatsu, a John Deere, a Ponsse, az Eco Log –, amelyek különböző műszaki és számítógépes megoldások révén tökéletes összhangot igyekeznek kialakítani a termelékenység (pl. választékoló szoftverekkel), az állományviszonyok (pl. tőátmérő és fafajspecifikus harvesterfejek segítségével) és a terepviszonyok (pl. Eco Log lengőkaros járószerkezet, John Deere lépegető harvester) között.

A jelenleg alkalmazott többműveletes fakitermelő gépek ősének tekinthető az 1957-ben készült, Rudy Vit által tervezett Bombardier harvester (1. ábra). A gép képes volt a fa kivágására, megemelésére, lerakta a közelítőnyom szélére, illetve a szerkezet hátsó részén található szorítószámolyok közé behelyezte. Az első ténylegesen harvesternek nevezhető gép a Sakari Pinomäki által tervezett és 1973-ban bemutatott PIKA 75 volt (1. ábra).



1. ábra: Bombardier és PIKA 75 harvester (commons.wikimedia.org, www.unusuallocomotion.com)
Figure 1: Bombardier and PIKA 75 harvester (commons.wikimedia.org, www.unusuallocomotion.com)

A többműveletes fakitermelő gépeknek kezdetben öt csoportja volt (Szepesi 1978):

1. döntő gépek (a fák tőtől való elválasztására és előközelítésére voltak képesek);
2. gallyazó gépek (a ledöntött fák gallyazását végezték el);
3. daraboló gépek (a faanyag választékolását végezték);
4. gallyazó-daraboló gépek (processzorok);
5. teljes fakitermelő gépek (harvesterek).

A gépfejlesztések során elsődleges célként fogalmazódott meg, hogy az alapgépre minél több adaptert szereljenek fel, így az egymást követő műveletek folyamatláncáá fűzhetőek idővesztés nélkül. Az elképzelé-

sek megvalósulásának köszönhetően az évek során a gallyazó és daraboló gépek visszaszorultak, és lassan el is tűntek az erdőkből. Az új gépek kialakulásával a csoportosítás is megváltozott (Horváth 2003):

1. harveszterek: a fa tőtől való elválasztását és hozzá kapcsolódóan még egyéb műveleteket (rakásolás, gallyazás, darabolás, előközelítés, közelítés) is elvégző gépek;
2. processzorok: a fa tőtől való elválasztását nem, de a többi műveletet (gallyazás, kérgezés, darabolás, előközelítés, közelítés) kapcsoltan végző gépek.

A többműveletes fakitermelő gépek kialakulásának köszönhető, hogy a fakitermelési munkák – a King-féle gépesítettségi szinteket tekintve – a műveletgépesítési szintről a magasabb, folyamatgépesítési szintre fejlődhetnek. A rövidfás munkarendszerek közül ilyen tipikus példa a harveszter és forvarder gépegyüttessel végrehajtható ún. CTL (Cut to Length).

Harveszteres fakitermelés lombos állományokban

A fejlett nyugat-európai (elsőként a skandináviai) és észak-amerikai országokban, ahol óriási területű fenyves erdők kitermelése a feladat, nagyon gyorsan terjedt el és szinte egyeduralkodóvá vált a magasan gépesített, „harveszter – forvarder együttest” alkalmazó fahasználat. A kezdetben a fenyő állományokra kifejlesztett harveszterek kiváló alkalmazhatóságának és térhódításának következtében a kutatások, vizsgálatok és fejlesztések a lombos állományokban való alkalmazhatóságra irányultak.

A munkafolyamatban nem állapítható meg lényeges különbség, a munkaműveletek néhány eltéréstől eltekintve megegyeznek mindkét állományban annak ellenére, hogy a faegyedek habitusa és az erdő szerkezete is markánsan más.

A fakitermelés során a harveszter az előre kijelölt, egymástól 20–30 m távolságra található közelítőnyomvonalon mozog, amelyet a közelítő gép is használt már, így a taposási kár csökkenthető.

A termelés technológiájának köszönhetően a baleset veszélye minimális, tökéletesen irányítható a döntés, alacsonyra vehető a tuskómagasság, és döntési apadékkal alig kell számolni (nincs szükség hajkra, törési lépcsőre, lécre). A döntés során a gép kezelője az ún. manipulátorkar végén található harveszterfejjel közelíti meg a fa tövét (2. ábra), majd a fejen található fogókarok segítségével biztosítja a szoros rögzítést. A hidraulikus vezérlésű láncfűrész egy művelettel vágja át a törészt, mialatt a gépkezelő a manipulátorkarral segíti és irányítja a döntést (2. ábra). Abban az esetben, ha nagy tőátmérőjű vagy terpezzel rendelkező faegyed kivágása a feladat, esetleg a húzásiránytól lényegesen eltérő döntési irány megválasztása szükséges, a harveszterfejjel végrehajtott hajkvágás segítheti a biztonságos munkát.

A fa földre érkezését követően a harveszterfej segítségével folyamatos munkával történik meg az előközelítés a közelítőnyomhoz, majd a gallyazás, a választékolás, a darabolás és a választékonkénti rakásolás (2. ábra).

A lombos és fenyő állományok termelése során a leglényegesebb különbség abban fedezhető fel, hogy a koronarész vastagabb oldalágainak leválasztása már nem az ívkésként is funkcionáló fogókarokkal valósul meg, hanem a gépkezelő a manipulátorkar segítségével a törzs kérdéses részénél a fejegységet áthelyezi a levágandó ágra, rögzíti a fejet, majd a hidraulikus vezérlésű fűrészláncos vágószerkezettel eltávolítja azt (2. ábra). A következő műveletekben elvégezhető az ágrész gallyazása, választékolása, darabolása, és folytatódhat a munka a törzs rész további részén.

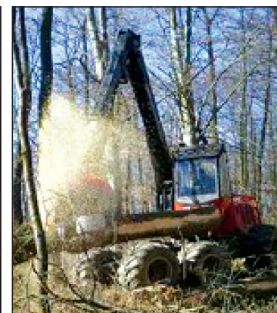
Az anyagrendezés során a faanyag maglyázása a gép mellé történik, illetve a vékonyfa, valamint a korona 5 cm-nél vékonyabb részei a közelítőnyom (2. ábra) jobb és bal oldalán halmozódnak fel. A koncentráltan elhelyezkedő vékony faanyag aprítása így gazdaságosan végezhető el. A hengeresfa választék közelítését forvarder vagy kihordó szerelvény végzi.



Fa-felkeresés



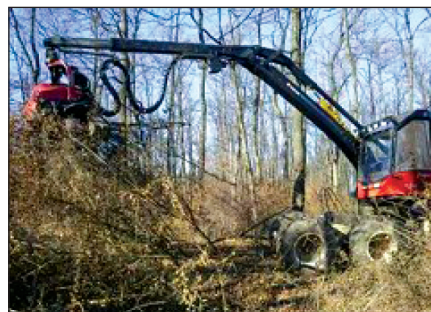
Fadóntás



Választékolás, darabolás



Vastag oldalág levágás



Gallyanyag-rendezés



Közeltőnyom

2. ábra: Csertőlgly állomány kitermelése harveszterrel
 Figure 2: Harvester logging of a Turkey oak stand

Többszerveletes fakitermelő gépek Magyarországon

Az 1970-es években a magyarországi fakitermelésekben az akkori szakemberek a termelékenység fokozásának egyik lehetőségét látták a többcélú, többszerveletes fakitermelő gépek alkalmazásában. A termelékenység növelésének szükségessége mellett a folyamatosan növekvő munkaerőhiány is ösztönözte a minél előbbi gépbeszerzéseket (Szepesi 1967, Csontos 1977). A Devecseri valamint a Kiskunhalasi Állami Gazdaságban 1977-től egy-egy Timberjack RW-30 típusú döntő-gallyázó és egy Timberline típusú kanadai harvester is dolgozott, viszont a többcélú gépek hazai elterjedése mégsem volt olyan mértékű és ütemű, mint ahogy azt a hazai szakemberek remélték. A rendszerváltást követően a többcélú gépek közül egyedül a forwardereket alkalmazták továbbra is, amelyekkel a kíméletes munka gazdaságosan volt végezhető.

Napjainkra a fakitermelő vállalkozói szférában megjelent egy innovatív, új szemléletű, korszerű technológiát, gépeket alkalmazni akaró és tudó réteg, amelynek köszönhetően az elmúlt 5–6 évben ismételten megjelentek a magyar erdőgazdálkodásban a forwarderek mellett a többszerveletes fakitermelő gépek (harveszterek, harwarderek) (3. ábra).

A harveszterek munkájának vizsgálata és értékelése

A harveszterek munkájának értékeléséhez (munkaidő-szerkezet, teljesítmény) állományban történő mérésekre volt szükség. A terepi adatfelvétel haladó (folyamatos) időméréses módszerrel történt. A műveletelemek



3. ábra: Harveszterek Magyarországon

Figure 3: Harvesters in Hungary

időtartama mellett rögzítették/tük az egyes ciklusonként feldolgozott faanyag mennyiségét, ill. az átállások távolságát is. A felvételezés során a következő műveletelemeket különítettük/ték el:

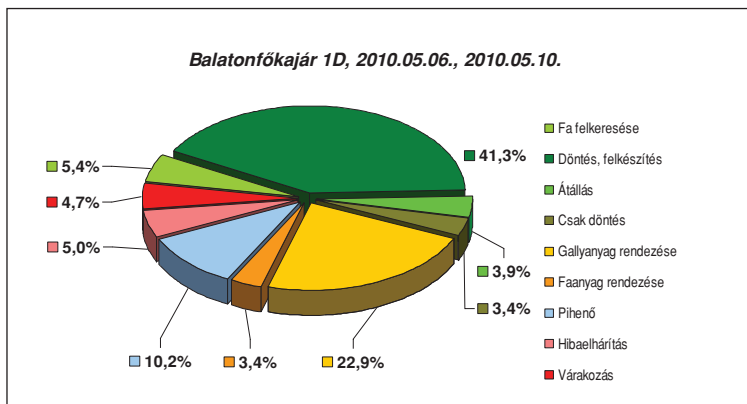
- *a fa felkeresése (F)*: az az időtartam, amely alatt a gépkezelő a manipulátorkar segítségével ráhelyezi a harvesterfejet a fa törésére;
- *döntés, felkészítés (D)*: a fa döntését, előközelítését, gallyazását, választékolását, darabolását és választékonkénti rakásolását magában foglaló időtartam;
- **átállítás (Á)**: helyváltoztató mozgás időtartama;
- *csak döntés (CD)*: nagyon vékony, ill. rossz minőségű (pl. teljesen korhadt) faegyed kitermelésére fordított idő, amely alatt nem keletkezik választék;
- *a gallyanyag rendezése (G)*: a valamely oknál fogva zavaró tényezőként jelentkező gallyanyag átrakása;
- *a faanyag rendezése (R)*: a valamely oknál fogva zavaró tényezőként jelentkező faanyag (választék) áthelyezése;
- *pihenő (P)*: a személyi szükségletek kielégítésének időtartama;
- *hibaelhárítás (H)*: a munkavégzés során bekövetkező műszaki meghibásodások elhárításának időtartama;
- *várakozás (V)*: egyéb veszteségidő (pl. telefonálás).

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Magyarországon a többműveletes fakitermelő gépek egyaránt dolgoznak fenyves és lombos állományokban is. Területi adottságoktól függően egyes gépekkel elsősorban lombos, míg más gépekkel szinte kizárólagosan fenyves állományokban végeznek termelő munkát. A harveszterek által biztosított nagy hatékonyság és termelékenység, valamint gazdaságosság – külföldi eredményekre alapozottan – hazai fenyvesekben sem vonható kétségbe. Lombos állományokban való alkalmazhatóságuk ellenben igencsak sok kérdést vet föl. A magyar erdőekben az elmúlt években hajtottak végre fakitermelést többműveletes fakitermelő géppel akácokban, égeresben, nemesnyárasban, cseresben, gyertyános tölgyesben, bükkösben, gyertyános-erdeifenyvesben és természetesen luc-, erdei- és feketefenyvesekben. A beavatkozási módok közül tarvágásban, gyérítésben, bontóvágásban és egészségügyi termelésben alkalmazták őket.

Tarvágás akác állományban Valmet 911.3 és Silvatec 896 TH-H típusú harveszterekkel

A terepi adattelvételek egy 23,6 ha összterületű feketefenyővel csoportosan (25%) elegyített akác állományban valósult meg. A tarvágásos véghasználat 4,3 ha elegyetlen akác állományrészt érintett. A fák átlagos kora 42 év, az átlag famagasság 17 m, az átlag mellmagassági átmérő pedig 20 cm volt. 96%-os záródás mellett a törzsszám 640 db/ha, a fakészlet pedig 148 m³/ha. Az említett adatok alapján ez a párhuzamos hálózatú, mageredetű akácos a IV. fatermési osztályba tartozik. Cserjeborítása egyöntetűen, közepesen fedett 30–70% közötti cserjeszint. A fák kitermelését és felkészítését Valmet 911.3 és Silvatec 896 TH-H típusú harveszter végezte. A tarvágás során a gépek egységesen 15 m széles pásztákban dolgoztak. A munkavégzés során a gépek szakaszosan (fakitermelés – átállítás) haladtak előre a pásztában. Az átállások távolsága 2-től 10 m-ig terjedt a kivágandó fák pásztában való elhelyezkedésétől függően. A gallyanyagokon kívül a gépkezelő az előzetesen már motorfűrészsel kivágott cserjeszint egyedeit a munkavégzés során folyamatosan a pászta jobb oldalára helyezte át. Ilyen módon a közelítőnyom – amely a pászta közepén volt – jobb oldalán az aprítandó vékonyfa, míg a bal oldalán a csoportosított hengeres választékok helyezkedtek el. Az állomány adottságai-ból adódóan kétfajta választék: oszlopfát és a tűzifa került ki. Az oszlopfát 15–25 cm közötti csúcsátmérővel és 3 m-es hosszban választékolták, a többi vastagfából tűzifát állítottak elő szintén 3 m-es hosszúságban. A faanyag közelítését Valmet 860.3 kihordó végezte.



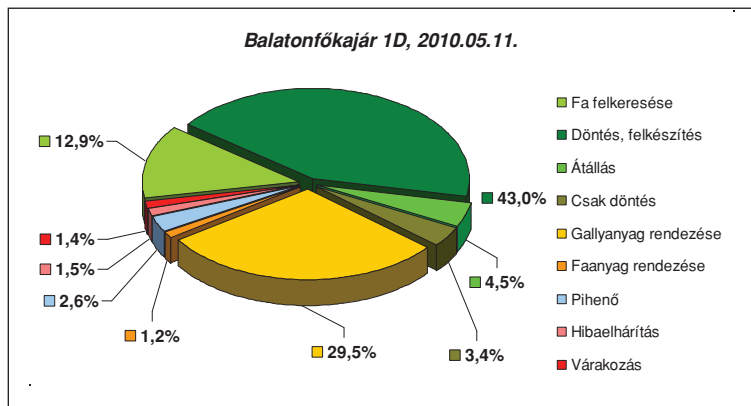
4. ábra: A Valmet 911.3-as harveszter munkaidőszerkezete
Figure 4: The operating time structure of the Valmet 911.3 harvester

A Valmet harvester esetében a terepi adatrögzítés két napon, összesen 698,47 percen keresztül zajlott. A mérés időtartama (4. ábra) alatt a gép a munkaidejének 41,3%-át a fa döntésére, felkészítésére, 3,9%-át átállásra és többek között 22,9%-át gallyanyag rendezésére fordította, és mindössze 37 m³ faanyagot termelt. A munkaidő-szerkezet és a kitermelt faanyagmennyiség alapján meghatározható a gép óránkénti és műszakteljesítménye, valamint a Magyarországra jellemző gépkihasználati tényező (P=60%) alapján a várható teljesítmény (1. táblázat). A mérés ideje alatt a gép kihasználása 80,1% volt.

1. táblázat: A Valmet 911.3 típusú harvester teljesítménye
Table 1: Performance of the Valmet 911.3 harvester

Műveletlem		Teljesítmény	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés (termelési időben)	(F+D+Á)	6,3	50,3
Fakitermelés + vágástakarítás (prod. idő)	(F+D+CD+Á+G+R)	4,0	31,7
Mérés teljes idejében	(Ö)	3,2	25,4
Műveletlem		Várható teljesítmény (P=60%)	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés	(F+D+Á)	3,8	30,2
Fakitermelés + vágástakarítás	(F+D+CD+Á+G+R)	2,4	19,0

A Silvatec harvester vizsgálata 263,87 percen keresztül zajlott, amely idő alatt 12,4 m³ faanyag kitermelését végezte el. A gép a munkaidejének 43,0%-át a fa döntésére, felkészítésére, és többek között 29,5%-át gallyanyag rendezésére fordította (5. ábra). A vizsgálat időtartama alatt elért és a várható teljesítmény értékeit a 2. táblázat foglalja össze.



5. ábra: A Silvatec 896 TH-H harvester munkaidőszerkezete
Figure 5: The working time structure of the Silvatec 896 TH-H harvester

A gépek alacsony teljesítménye (3,2 m³/h, ill. 2,8 m³/h) elsősorban az állomány gyenge fatermési osztályának tulajdonítható, továbbá annak, hogy – mellmagassági átmérő tekintetében – a gépeken található harvesterfejek az optimális és a gazdaságos alkalmazhatósági küszöb alsó határán helyezkedtek el. A munkavégzés során hátráltató tényezőként jelent meg az is, hogy a gépkezelők nem rendelkeztek kellő tapasztalattal és gyakorlattal.

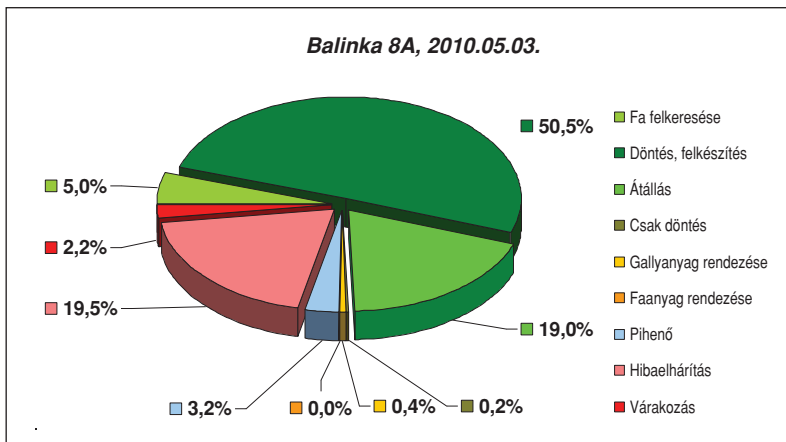
2. táblázat: A Silvatec 896 TH-H harvester teljesítménye
Table 2: Performance of the Silvatec 896 TH-H harvester

Műveletem		Teljesítmény	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés (produktív időben)	(F+D+Á)	4,7	37,3
Fakitermelés + vágástakarítás (prod. idő)	(F+D+CD+Á+G+R)	3,0	23,9
Mérés teljes idejében	(Ö)	2,8	22,6
Műveletem		Várható teljesítmény (P=60%)	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés	(F+D+Á)	2,8	22,4
Fakitermelés + vágástakarítás	(F+D+CD+Á+G+R)	1,8	14,3

Növedéfköszítő gyérintés gyertyános-cseres-bükkösben Ponsse HS16 Ergo harvesterrel

A 14,7 ha összterületű 72 éves gyertyános-cseres-bükkös állományban növedéfköszítő gyérintés történt egy Ponsse HS16 Ergo típusú többműveletes fakitermelő géppel. Az üzemtervi adatok alapján az állomány átlagmagassága 21 m, míg az átlagos mellmagassági átmérője 26 cm volt. Az erdészeti szakemberrel előzetesen színes jelölőfestékkel megjelölte a kitermelendő faegyedeket. A gépkezelő 25 cm-es csúcsátmérőtől 3 m-es hosszban rönköt, 15 cm-es csúcsátmérőtől 2,5 m-es hosszban ipari tűzifát és 4 m-ben lakossági tűzifát választékolt. A faanyag közelítését Timberjack 1110 típusú forwader végezte. A 4 m-es tűzifa méteres választékra darabolása már a rakodón zajlott motorfűrésszel.

A közel 4 órányi adatgyűjtés során 48,8 m³ faanyagot sikerült kitermelni. A munkaidő közel 60%-át tette ki a kivágandó faegyedek felkeresése, döntése és felkészítése (gallyazás, választékolás, darabolás, rakásolás) (6. ábra). A munka jellegéből adódóan az átállások nagy részaránya elkerülhetetlen volt. A vizsgálat időtartama alatt 91-szer kellett átállni, átlagosan 13 m-es távolságra. A közel 20%-nyi (46,3 perc) veszteség-időt a harvesterfejben található, a vágóegység vezetőlemezőnek mozgását érzékelő szenzor hibás működése okozta.



6. ábra: A műveletelemek megoszlása a vizsgálat időtartama alatt
Figure 6: Working time structure of thinning operation

A nagyarányú veszteségidő ellenére is a teljes munkaidő 75,2%-a tekinthető produktív időnek. A mérés teljes idejére számított óránkénti teljesítmény $12,3 \text{ m}^3$ (3. táblázat). Produktív időre vetítve a műszakteljesítmény meghaladja a 130 m^3 -t. Hasonló körülmények között a gép várható műszakóra teljesítménye $9,8 \text{ m}^3/\text{h}$.

3. táblázat: Mért és várható teljesítmények
Table 3: Measured and expected performance values

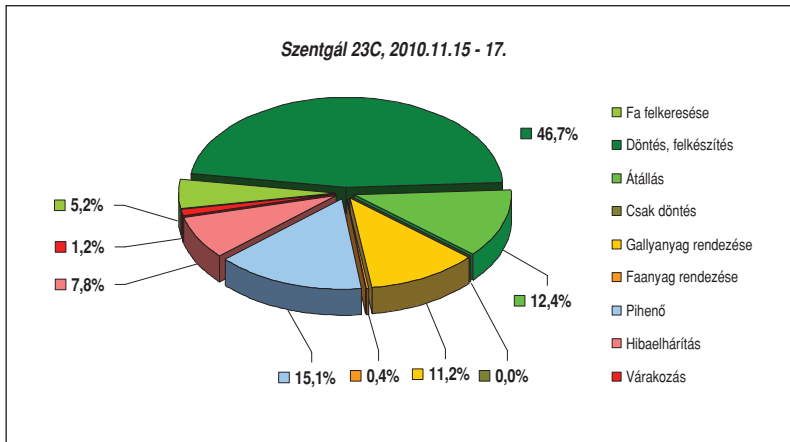
Művelelem		Teljesítmény	
		m^3/h	$\text{m}^3/\text{műszak}$
Fakitermelés (produktív időben)	(F+D+Á)	16,5	132,0
Fakitermelés + vágástakarítás (prod. idő)	(F+D+CD+Á+G+R)	16,4	130,9
Mérés teljes idejében	(Ö)	12,3	98,4
Művelelem		Várható teljesítmény (P=60%)	
		m^3/h	$\text{m}^3/\text{műszak}$
Fakitermelés	(F+D+Á)	9,9	79,2
Fakitermelés + vágástakarítás	(F+D+CD+Á+G+R)	9,8	78,5

Felújító bontó vágás cseres és bükkös állományban Valmet 911.3 típusú harveszterrel

A felújító bontó vágás a 8,5 ha összterületű állomány egészét érintette. A fák átlagos kora 77 év, az átlag fmagasság 19 m, az átlag mellmagassági átmérő pedig 27 cm, valamint a 70%-os záródás mellett a törzsszám 410 db/ha, a fakészlet pedig $231 \text{ m}^3/\text{ha}$ volt. A fakitermelés során 70% feletti cserjeborítással és nagyszámú cser újulattal kellett számolnia a vágásterületen mozgó gumikerekű Valmet 911.3 típusú harveszternek. A gép a felújító bontó vágás során a 15–20 m széles pásztákban szakaszos előrehaladással dolgozott, miközben folyamatosan alakította ki maga előtt a pászta közepén kanyargó (vissamaradó fákat kerülgető) 4 m széles közelítőnyomot. A 3 m-es faanyag rakásolása a gép mellett valósult meg, a gallyazás során képződött vékonyfa, valamint a korona 5 cm-nél vékonyabb részei pedig a gép mellett, a közelítőnyom jobb és bal oldalán halmozódtak fel. A fakitermelés folyamatát akadályozó – előzetesen motorfűrészsel kivágott – cserjeszint egyedeit a gépkezelő a manipulátor kar segítségével áthelyezte a közelítőnyom közelebbi oldalára. A hengeresfa választék közelítését Valmet 860.3 típusú kihordó végezte. A meglévő újulat védelme érdekében a harveszter és a kihordó csak a kialakított közelítőnyomokon közlekedett, továbbá az újulat zavartalan fejlődését biztosította, hogy a gallyanyag közvetlenül a közelítőnyom mellett halmozódott fel, és a kivágott cserjék is ugyanide kerültek az áthelyezéssel.

A terepi adatokat három nap (1130 perc) alatt vettük fel. A műveletelemek %-os megoszlása a 7. ábrán látható. Produktív munkavégzésre a munkaidő 75,9%-a fordítódott. A hibaelhárítás, a várakozás és a pihenőidő aránya alacsony volt.

A teljesítmények meghatározásához rendelkezésre állt a kitermelt és felkészített faanyag mennyisége ($196,1 \text{ m}^3$) és a műveletelemek időtartama. A Valmet 911.3 típusú többműveletes fakitermelő gép óránkénti teljesítménye (teljes időben) $10,4 \text{ m}^3$ volt. A gép várható műszakteljesítménye – hasonló körülmények és állományviszonyok esetén – $65,6 \text{ m}^3$ (4. táblázat). Az átállások átlagos távolsága 10 m, az átlagos átállási idő pedig 0,35 min volt.



7. ábra: Aműveletelemek megoszlása bontó vágásban

Figure 7: Work time structure of regeneration cutting

A teljesítményadatok alapján megállapítható, hogy cseres állományok fakitermelése során – a faegyedek sík, ill. térgörbesége, valamint az erős ágrendszer ellenére – eredményesen alkalmazhatóak a harveszterek. A munkavégzés folyamatának, valamint a harveszter szerkezeti kialakításának köszönhetően a gépi fakitermelés minimális károkat okozott a visszamaradó állományban, az újulatban és a talajban.

4. táblázat: A mért és várható teljesítmények bontóvágás esetén

Table 4: Measured and expected performance values in the preparatory cutting

Művelet		Teljesítmény	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés (produktív időben)	(F+D+Á)	16,2	129,2
Fakitermelés + vágástakarítás (prod. idő)	(F+D+CD+Á+G+R)	13,7	109,4
Mérés teljes idejében	(Ö)	10,4	83,0
Művelet		Várható teljesítmény (P=60%)	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés	(F+D+Á)	9,7	77,5
Fakitermelés + vágástakarítás	(F+D+CD+Á+G+R)	8,2	65,6

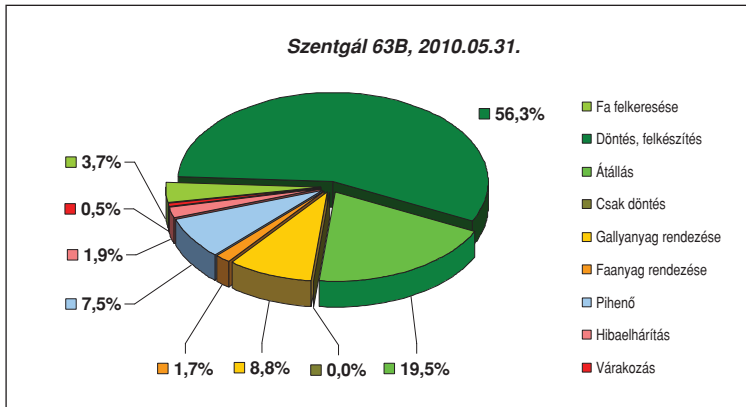
Széldöntéssel sújtott bükkös egészségügyi termelése Valmet 911.3 típusú harveszterrel

A vizsgálatok elvégzésére és a terepi adatrögzítésre egy 60 éves viharkárosult állományban került sor. Az állományalkotó fafajok magaskóris, bükk, gyertyán és csertölgy fafajok voltak, 12-14 m-es átlag famagassággal és 13-17 cm-es mellmagassági átmérővel. A vihar elsősorban az állomány nagyobb mellmagassági átmérővel ($d_{1,3}$: 25-40 cm) és koronával rendelkező egyedeit károsította. A széldöntés csoportosan jelentkezett az állományokban, ahol a fák – a tavaszi heves és nagymennyiségű esőzések miatt – gyökerestül dőltek ki. Az esetek túlnyomó többségében a törzsek egymásra dőltek, vagy fennakadtak a lábán maradt állomány egyedein. A viharkárosult állományok kitermelési szabályainak megfelelően az egymásra dőlt faegyedek ki-

termelése kívülről befelé, valamint fentről lefelé haladva zajlott. Néhány esetben a különleges termelési helyzet és mód a fa feldolgozásának irányát is megváltoztatta, azaz a koronarésztől haladt a törész felé. A 3 m-re választékolt faanyag közelítését Valmet 860.3 típusú kihordó végezte.

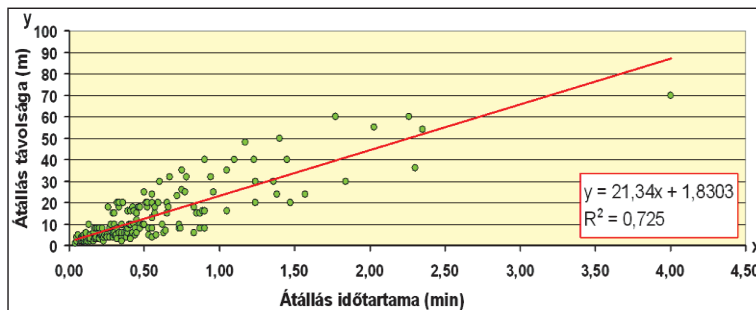
A terepi adatfelvétel Szentgál 63B erdőrészlet esetében 312 percen keresztül zajlott, a munkaidő legnagyobb részét a fák döntése-felkészítése, az átállás és a gallyanyag rendezése tette ki (8. ábra).

Az átállásnak kétféle formája volt a munkavégzés során, egyrészt a viharkár jellegéből adódóan a károsított foltok közötti hosszabb távú mozgásból, másrészt a felkészítéshez szükséges rövid távolságú mozgásból adódott (9. ábra).



8. ábra: A műveletelemek megoszlása a viharkár elhárítás során
 Figure 8: Working time structure of sanitary cutting in a storm-damaged stand

A viharkárosodott állományok kitermelése minden esetben az értékmentésről szól, amely során a fakitermelés a megszokottnál is több veszélyhelyzetet teremthet. A veszélyes fakitermelés alapelveinek betartása nemcsak manuális fakitermelés esetén szükséges, hanem gépesített fakitermelés során is. A gépkezelőknek ugyan nagyobb a személyi biztonságuk, mint a motorfűrészkezelőknek, de a megfontolatlanul és felelőtlenül végzett munka súlyos anyagi következményekkel járó műszaki meghibásodásokat és baleseteket eredményezhet. A különleges körülmények okozta többletkoncentrációs feladat hatása csak kis mértékben érzékelhető a számított teljesítményadatokat tekintve (5. táblázat), mert a gépkezelő – a daru révén – biztonságos távolságból irányíthatja a feszülő fák darabolását, mozgását. A kismértékű teljesítménycsökkenés a többszöri nagy távolságú átállásokra vezethető vissza.



9. ábra: Az átállás időtartamának alakulása az idő függvényében
 Figure 9: Relation between the distance and the duration of changeovers

5. táblázat: A mért és várható teljesítmények
Table 5: Measured and expected performances

Művelelem		Teljesítmény	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés (produktív időben)	(F+D+Á)	10,0	79,8
Fakitermelés + vágástakarítás (prod. idő)	(F+D+CD+Á+G+R)	8,8	70,4
Mérés teljes idejében	(Ö)	7,9	63,4
Művelelem		Várható teljesítmény (P=60%)	
		m ³ /h	m ³ /műszak
Fakitermelés	(F+D+Á)	6,0	42,3
Fakitermelés + vágástakarítás	(F+D+CD+Á+G+R)	5,3	63,4

A harveszterek alkalmazhatóságának gazdaságossági kérdései

A magas beruházási költséggel járó gépek alkalmazása esetén mindig kulcsfontosságú kérdés az üzemóráköltség, valamint a fakitermelés fajlagos költsége. Az üzemóráköltségek a következő képlettel határoztuk meg (a karakterek jelentése a 6. táblázatban található):

$$k_B = \frac{A \times a}{J \times 100} \times (1+r) + \frac{A \times p}{2 \times J \times 100} + B_f \times b_j + K_E + \frac{u \times A_u \times (1 + \frac{0}{100}) \times P}{100}$$

A fenti képlet alapján az akác állományban dolgozó Valmet 911.3-as harveszter üzemóráköltsége a 6. táblázatban látható.

A vizsgált fakitermelések fajlagos költségei összefoglalva a 7. táblázatban láthatóak, míg a magyarországi erdőgazdaságtól kapott adatok alapján a vizsgált helyszínek hagyományos fakitermelésének (motorfűrészkes dőntés, csörlős vonszolóval végzett közelítés) költségviszonyait a 8. táblázat foglalja össze. Az előzőekben részletezett számítások szerint a harveszterrel végzett munka 2000–3000 Ft/m³ körüli, a forvarderrel végrehajtott faanyagközelítés 2500–3500 Ft/m³, így a folyamatgépesített fakitermelés költsége lombos állományokban, hazai viszonylatban 4500–6500 Ft/m³-re tehető.

A hagyományos módon végrehajtott fakitermelés első ránézésre gazdaságosabbnak tűnhet, de ha figyelembe vesszük, hogy a harveszterrel végrehajtott munka lényegesen termelékenyebb, egyidejűleg megtörténik a vágástakarítás, sőt a vágástéri melléktermék (apadék) könnyedén hasznosítható (pl. aprítással), akkor már a költségek között nem mutatkozik túlzottan nagy eltérés. További szempont, amelyet figyelembe kell vennünk a mérlegelés során, az a tény, hogy sok esetben egy harveszter-forvarder gépegyüttessel végzett fakitermelés kíméletesebb is lehet a motormanuális munkánál, amelynek – mint tudjuk – „megvan a maga ára”!

6. táblázat: Valmet 911.3 típusú harvester üzemóráköltsége (2010)
 Table 6: Operating costs of a Valmet 911.3 harvester (2010)

Jel	Megnevezés	Valmet 911.3	Mértékegység
A	Beszerzési ár ÁFA nélkül	60 000 000	Ft
n	Élettartam (leírás idő)	7	év
J	Éves üzemórák száma	2 000	ó/év
a	Amortizációs kulcs (100/n)	14,29	%
r	Javítási hányad	1,20	
p	Kamatláb	5,25	%
u	Üzemanyag-fogyasztás	10,0	l/prh
A _u	Az üzemanyag ára	320	Ft/l
o	Kenőanyagköltség-arány	45	%
P	Kihasznátság (termék ór/üzemóra)	60	%
e	Egyéb költség/Üzemóráköltség bérrel aránya	0,40	%
B _f	Kifizetett munkabér	800	Ft/üzh
b _j	Bérfjárulékszorzó	1,29	
K _a	Az amortizáció költsége	$A/(n*J)=A*a/(J*100)$	4 286 Ft/üzh
K _r	A karbantartás, javítás költsége	$r*K_a$	5 143 Ft/üzh
K _p	Kamatköltség	$(A*p)/(2*J*100)$	788 Ft/üzh
F	Üzemköltség termékgépnél	$u*A_{u}*o/100$	4 640 Ft/prh
K _F	Üzemköltség (üzemeltetési költség)	$F*P/100$	2 784 Ft/üzh
K _B	Béreköltség	B_f*b_j	1 032 Ft/üzh
Ö ₁	Eddig összesen	$K_a+K_r+K_p+K_F+K_B$	14 033 Ft/üzh
K _E	Egyéb (adó, tárolás, biztosítás) költség	$Ö_1*e/100$	56 Ft/üzh
K _B	Üzemóráköltség bérrel	$K_a+K_r+K_p+K_F+K_B$	14 089 Ft/üzh

 7. táblázat: Harvesteres fakitermelés
 Table 7: Logging with harvesters

Harvester	Teljesítmény	Üzemóra-költség	Fajlagos költség
	m ³ /h	Ft/h	Ft/m ³
TV	3,2	14089	4403
NFGY	12,3	13031	1059
FVB	10,4	14395	1384
Széli döntés	7,9	14351	1817
A harvesteres fakitermelés átlaga			2166
Közéltetés forvanderrel			3000
Átlag			5166

 Table 8: Traditional logging
 8. táblázat: Hagyományos fakitermelés

Motorfűrész, csőrös vonzó	Teljesítmény	Fajlagos költség
	m ³ /h	Ft/m ³
TV	2,1	4000 – 4500
NFGY	3,1	3200 – 3700
FVB	3,3	2800 – 3200
Széli döntés	2,9	3500 – 3700
Átlag		3575

KÖVETKEZTETÉSEK

A technikai fejlődéseknek köszönhetően az eddig többnyire fenyvesekben zajló harvesteres fakitermelési technológia napjainkban már lombos állományokra is adaptálható, természetesen nagy odafigyelés, szakmai tudás és folyamatos ellenőrzés mellett.



A 2006-ban három évig tartó „forstINNO” nemzetközi projekt – melyben intézetünk is részt vett – egyik fő céljaként fogalmazódott meg, hogy a lombos állományok fakitermelésére kifejlesztett harveszter munkavégzését értékeljük műszaki, gazdasági és ökológiai szempontból 9 (szélesebb értelemben vett közép-)európai országban (Angliától Litvániáig). Az öt országban mért és általunk feldolgozott adatok alapján azt tapasztaltuk, hogy 0,07–0,41 m³/fa átlagtérfogat esetén a produktív órára jutó teljesítmény 4,9–16,4 m³/h között változik a munka eltérő nehézségi fokát és a választék darabszámát is figyelembe véve. A vizsgált harveszter üzemóraköltsége és teljesítménye ismeretében kalkulálható volt az önköltségi ár, amely nem mutatott lényeges eltérést a motormanuális szinten dolgozó fakitermelési kisvállalkozói díjtól.

A nemzetközi kutatási projekt eredményei összhangot mutatnak a jelen publikációban részletezett vizsgálatok eredményeivel. Mindezt alátámasztják a Magyarország lombos erdeiben dolgozó harveszterek teljesítményadatai, igazolják a gépek tulajdonosai és kezelői, még ha a szakma egy kicsit tart is a többműveletes fakitermelő gépek alkalmazásától lombos állományokban.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás a 15346/100/42 témaszámú „Agrárklíma: az előrevetített klímaváltozás hatáselemzése és az alkalmazkodás lehetőségei az erdészeti és agrár szektorban” című kutatási projektben (TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013), a D jelű „Erdészeti és szántóföldi biomassza-termesztés hozamai, kockázata és gazdasági hatása” című alprojektben belül, „A faanyag hasznosítási lehetőségeinek változásai” című résztema keretében az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Csontos Gy. 1977: A műszaki fejlesztés és a kutatás kapcsolata. *Az Erdő*, 26(4): 67–170.
- forstINNO 2007: Entwicklung von ökologisch verträglichen, hoch produktiven Holzerntemethoden für die mitteleuropäische Forstwirtschaft.
- Erler, J. 2007: Development of Ecologically Compatible, Highly Productive Methods of Timber Harvesting of Central European Forestry. Scientific Part forstINNO, Dresden. 23. p.
- Hiller I.; Mastalir E.; Gyurác S. és Igmándy P. 1984: A fakitermelés és anyagmozgatás műszaki fejlesztésének aktuális kérdései. Sopron, 11–12. p.
- Horváth A. 2010: Aprítéktermeléssel kombinált harveszteres fakitermelés akác állományban. AEE Kutatói Nap 2010 Tudományos eredmények a gyakorlatban. Alföldi Erdőkért Egyesület, Szolnok, pp. 68–73
- Horváth A. 2011: Cseres állományok felújító bontó vágása többműveletes fakitermelő géppel. Tudományos Tanácskozási Konferencia kiadvány. NYME FMK-EMK, MTA, Sopron, pp. 73–77
- Horváth A. 2011: Többműveletes fakitermelő gépek alkalmazási lehetőségei viharkárosított állományok egészségügyi termelésében. Környezeti problémák a Kárpát-medencében I., Sopron, <http://www.kmtisz.hu/index.php/eloadas-kivonatok>
- Horváth B. 2003: Erdészeti gépek. Budapest, Szaktudás Kiadó Ház, 296. p.
- Szepesi L. 1976: Az ipari erdőben alkalmazható géprendszerek kialakítása. *Az Erdő*, 25(8): 352–354.
- Szepesi L. 1978: Fakitermelés gépesítésének optimalizálása. Budapest, MÉM Mérnök- és Továbbképző Intézet, 22 p.
- Kryzanowski, T. 2004: Quebec equipment innovators. *The Logging and Sawmilling Journal*. http://www.forestnet.com/archives/Sept_04/in_the_woods_innovations.htm
- www.ritchiewiki.com
- www.metsatrans.com

*Érkezett: 2013. március 1.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.*

AZ ÖRÖKERDŐ ELVEK SZERINTI ÉS A HAGYOMÁNYOS BÜKKGAZDÁLKODÁS ÖKONÓMIAI ELEMZÉSE ÉS ÖSSZEHASONLÍTÁSA

Csepányi Péter

Pilis Parkerdő Zrt.

Kivonat

A tanulmány az örökerdő elvek szerint (folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás) szálaló üzemmódban kezelt bükkösökben folytatott gazdálkodás kezdeti átvezetési időszakának adataiból és a hagyományos vágásos üzemmódú erdőgazdálkodás adataiból felállított komplex ökonómiai modellek elemzését végzi el. Az elemzés erdőrésztlet és erdőtömb (üzemi) szintjén készült, és összehasonlítja a gazdasági teljesítményeket. A kapott eredményekből megállapítható, hogy a bükkösökben a szálaló üzemmód mindkét szinten legalább olyan ökonómiai teljesítményre képes, mint a hagyományos vágásos üzemmód.

Kulcsszavak: bükk, szálaló üzemmód, vágásos üzemmód, üzemosztály, annuitás

ECONOMIC ANALYSIS OF THE CONTINUOUS COVER FOREST MANAGEMENT IN BEECH STANDS IN COMPARISON TO THE TRADITIONAL ROTATION SYSTEM

Abstract

This paper discusses the analysis of the complex economic models between selection system based on “Dauerwald” principles (continuous cover forestry) in the early transformation period and in the traditional rotation system in beech stands. The analysis is carried out both subcompartment level and forest blocks (management) level and compares the performances. From the results obtained it can be found, that in beech stands in the selection system is able to reach at least the same economic efficiency in both levels such as in the traditional rotation system.

Keywords: beech, selection system, rotation system, management class, annuity

BEVEZETÉS

A folyamatos erdőborítás fogalmához sorolható erdőgazdálkodási formák és ezen belül is különösen a szálaló üzemmód ökonómiai megítélése, összehasonlítása a hagyományos vágásos üzemmóddal a jelenlegi erdészeti kutatások aktuális kérdései közé tartozik. A szálaló üzemmód tanulmányozása nem új keletű ha-



zánkban, több magyar szakember foglalkozott a kérdéssel a XIX. század végén és a XX. században is. Feke-te Lajos, Roth Gyula professzorok munkássága e témában különösen kiemelkedő. A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás megítélése is változott és folyamatosan fejlődött kialakulása óta (Pommerening és Murphy 2004), fokozatos térnyerése egyre inkább érzékelhető.

E tanulmány a Pili Parkerdő Zrt. vagyonezelésében lévő bükkösökben, a Möller által megfogalmazott „örökerdő” (Dauerwald) és a Pro Silva alapelvei szerint 10 éve megkezdett, üzemi méretekben bevezetett, folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás eddigi gyakorlati tapasztalataiból és adataiból levonható öko-nómiai következtetésekkel foglalkozik. Ezek az erdők jelenleg nem sorolhatók a klasszikus szálalóerdők közé, és a jövő kérdése, hogy mikor sikerül a szálalóerdő-szerkezetet elérni, azonban a beavatkozások vezérfonalát olyan elvek adják, amelyek a szálaló üzemmódban érvényesíthetők leginkább.

TÖRTÉNETI HÁTTÉR

A professzionális szálalás elméleti és gyakorlati alapjai már a XIX. század második felében kialakultak, amelynek úttörői a francia Adolphe Gurnaud (1825-1898) és a svájci Henri Biolley (1858–1939) voltak. A folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás fogalmi gyökerei azonban inkább Alfred Möllerhez (1860–1922) köthetők, aki bevezette a „Dauerwald”, az örökerdő fogalmát (Möller 1922). Ennek angol megfelelőjét a „continuous forest” kifejezést – amelyet tartalmi meghatározás alapján magyarul folyamatos erdőborításnak nevezünk – a brit erdőművelés-professzor, Troup (1927) ültette át a szakirodalomba, az akkoriban látott németországi példáktól ösztönözve (Helliwell 1997).

Möller halála után az örökerdő gondolatának sok ellenzője akadt, azonban elképzelése nem maradt követők nélkül. A második világháborút követően az NSZK-ban 1950-ben megalakult az Arbeitsgemeinschaft Naturgemäße Waldwirtschaft (Természetközeli Erdőgazdálkodás Munkacsoport) (Thomasius 1996), amely továbbvitte és a gyakorlatban is megvalósította Möller elképzelését. Az 1980-as években Nyugat-Európában tapasztalt vihardőlések megerősítették ezeket az elképzeléseket, és 1989-ben Szlovéniában 10 ország képviselőinek közreműködésével jött létre a Pro Silva-mozgalom. Ezen országok képviselőiből sokan jeles erdőművelés-professzorok, kutatók vagy neves erdőtulajdonosok, erdőgazdálkodók (Korpel, Mlinsek, Otto, Schütz, Wobst, Turckheim, Reininger). A szervezet 1996-ban (majd kibővíve 2012-ben) adta ki Pro Silva címen kis zöld füzetét, amely a folyamatos erdőborítást eredményező, a természetes folyamatokat követő erdőgazdálkodás alapelveit elemzi részletesen. A Möller által megfogalmazott alapelveket az eltelt közel 70 év tapasztalatainak és eredményeinek köszönhetően a Pro Silva sokkal részletesebben, több pontban tárgyalta tárgyalta (Pro Silva 1996, 2012).

Napjainkban hazai szakmai körökben olyan vita kezdődött, amelynek középpontjában az áll, hogy milyen eljárások tartoznak a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás gyűjtőfogalma alá. Sajnos a jogszabályok értelmezése sem fogalmazza meg ezt pontosan. Többen próbálták a hazai erdőművelési terminológiába besorolni a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás fogalmát, ami szinte lehetetlen, mert ez inkább egy holisztikus erdőművelési megközelítés, filozófia. Néhányan felvetik, hogy a 2009. évi XXXVII. törvény alapján a hagyományos felújítógázós természetes felújítással is megteremthető a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás (Koloszár 2010; Frank 2012). Majer (1986) elemezte az erdészeti oktatás neves erdőművelőinek a vágásmódokkal és az ezzel összefüggő természetes erdőfelújítási eljárások osztályozásával kapcsolatos publikációit, és kiemelte, hogy a szálalóvágás és a szálalás közötti különbséget nem lehet következetesen fellelni. Véleményem szerint e szaktekintélyek elsősorban a vágásvezetés és az így levezethető erdőalakok szerint állították fel rendszereiket. A szálalóvágás és a szálalás sok esetben – megjelenési formáik alapján – a terepen tényleg nehezen különíthető el. Egy kics csoportos szálalóvágás vagy csoportos szálalás között első látásra szinte nincs is alapvető különbség.

Európa nagy részén a szálalóerdőkben a lombos fafajok (főleg az árnytűró bükk) fenyőkkel elegyesen fordulnak elő (lucfenyő, jegenyefenyő, duglászfenyő), ahol a tűlevelűek aránya általában jóval magasabb az adott erdőtypusban természetesnek tekinthető elegyarányhoz képest. Ott, ahol kizárólag lombos fafajokkal folyik a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás (Szlovénia, Németország, Franciaország bizonyos részein), a klasszikus szálalóerdő-szerkezet ritkábban (vagy csak egy-egy stádiumban) figyelhető meg. Ezekben az országokban olyan rugalmas erdőgazdálkodást követnek, amely mellett e fafajok is sikerrel és jó faanyagminőséggel kezelhetők.

Akkor milyen szempontok szerint sorolható egy erdőgazdálkodási forma, egy eljárás a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodáshoz? A kérdés a folyamatos erdőborítás gyökereit jelentő mölleri és Pro Silva-alapelvek segítségével válaszolható meg. Nemcsak a vágásvezetést, az így kialakult erdőalakot, hanem az erdőgazdálkodó által alkalmazott alapelveket is be kell vonni egy mélyrehatóbb rendszerezés elvégzéséhez. A korábbi erdőfelújítási módszertani osztályozásokból (Majer 1986; Frank 2012) a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás eljárásait nem lehet egyértelműen levezetni.

A folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás legfontosabb ismérvei:

- Az előre rögzített vágáskoron alapuló véghasználat elkerülése (a hangsúly a rögzített vágáskoron van.) Az egyes fák, csoportban, lékben álló fák kitermelését azok egyedi vágásérettsége szabja meg.
- Szabályos, hagyományos véghasználati terület nincs vagy nem ismerhető fel! Azonban az adott fafajok fényigényének megfelelő csoportok, lékek kialakíthatók. Ezek a lékek és csoportok nem követnek szabályos térbeli rendet, mintázatuk véletlenszerű.
- Az adott erdőrészletben a szabályozás alapja az időszakonként megállapított tényleges növedék valamint optimális és aktuális élőfakészlet viszonya (ellenőrző eljárás).
- A vegyes korú, elegyes erdő folyamatos erdőborítással biztosítja a talaj védelmét és a termőképesség maximális fenntartását.
- Az egyes egyedeket, esetleg kisebb facsoportokat az értékük csúcsán kell kitermelni, a jól teljesítőket meg kell tartani, a gyengén teljesítőket ki lehet vágni.
- Az újulat másodlagos szempont, spontán jelenik meg, azonban mindenképpen bő mennyiségben és jó minőségben kell a területen kitermelt fák és facsoportok pótlására rendelkezésre állnia. Tarvágás nem alkalmazható.
- A biológiai szempontok, holtfa, biodiverzitás figyelembe vétele az erdőgazdálkodási gyakorlatban.

Véleményem szerint az előbbieken rögzített fő elvek betartásával folyó gazdálkodás – tekintett nélkül arra, hogy milyen üzemmódú erdőről van szó – folyamatos erdőborítást biztosít. Bár megjegyzendő, hogy legegyszerűbben a szálaló üzemmódú területek feleltethetők meg a fenti kritériumoknak, azonban ha ezek teljesülnek, más üzemmódok sem zárhatók ki teljesen! Az árnytűró, kis koronaátmérőjű tűlevelű fafajokkal a klasszikus vertikálisan tagolt szálalóerdő-szerkezet érhető el, míg az általában fényigényesebb nagy koronaátmérőjű lombos fafajokkal inkább horizontálisan tagolt szabálytalan csoportos-mozaikos szerkezet, amelyek egyaránt a folyamatos erdőborítás fogalmkörébe tartoznak (Schütz 2001, 2011).

PILISI ÁTTEKINTÉS

A Pilisi Parkerdő Zrt. jogelődje korán felismerte az örökerdőelvek fontosságát. Dr. Madas László munkásságának köszönhetően már 1954-ben a visegrádi Erdőanyai-völgyben a Visegrád 77A erdőrészletben megkezdődött egy olyan szálalóvágásos természetes felújítási kísérlet (Madas 1956), amely a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás hazai előfutárai között említhető, és amelyet Roth egyik munkájában (1958)



meg is említ. A vegyes korú erdőrészlet legidősebb fái most 157 évesek. A folyamat következő állomása a Pro Silva-alapelvek szerint kezelt Mexikó-pusztai bemutató terület (PSB-terület) 1999-es kialakítása volt.

2002-től indult meg az örökterdő elveket alkalmazó erdőgazdálkodás üzemi méretű bevezetése, amikor fokozatosan, az erdőtervezések során jelöltük ki az így kezelendő erdőtömböket (Csépanyi 2012). A Pilisi Parkerdő Zrt. jövőképe a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás bevezetése terén egy olyan nagyüzemi méret kialakítása, amely a Parkerdő által kezelt közjóléti és természetvédelmi szempontból fontos területeken az erdőgazdálkodást fenntarthatóvá teszi, és amellyel a természetvédelmet integrálja az erdőgazdálkodási gyakorlatba (Boncica 2011). A hagyományos erdőgazdálkodást és a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodást egymás mellett, jól harmonizált arányokkal kell végezni, mert az új erdőgazdálkodási módszerek bevezetése fokozott figyelmet kíván. Ez a Parkerdőnél két fő szakaszra tagolódott. A 2002-től 2012-ig tartó szakasz legfontosabb feladata a folyamatos erdőborítást biztosító erdőgazdálkodás főbb területeinek (erdőtömbjeinek) kijelölése volt. E szakasz a törvényben előírt arányok időarányos túlteljesítésével zárult le. A második szakasz – mely 2012-től indult – elsődleges feladata a már kialakított területeken a gazdálkodás helyi változatainak további fejlesztése és tökéletesítése, továbbá szakmai és ökonómiai elemzések, vizsgálatok lefolytatása.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A gazdasági elemzések elvégzéséhez a komplex ökonómiai modellek módszerét (Márkus és Mészáros 2000; Marosi 2005; Marosi és Juhász 2011) alkalmazom a Pilisi Parkerdő Zrt. szakmai és gazdasági adatainak felhasználásával.

Az ökonómiai értékelést két módon végeztem el, egyrészt erdőrészletszinten, amely a kisbirtokos számára lehet fontos, másrészt üzemi méret, azaz erdőtömb szintjén (Schiberna és mtsai 2012) annak érdekében, hogy elegendő nagyságú terület reprezentálja a számításokból fakadó következtetéseket. Ennek érdekében megfelelő nagyságú üzemosztályok vizsgálatára került sor. Minden szempontból teljesen szabályos üzemosztályok kialakítására a bükkösök aránylag kisebb részarányára való tekintettel nem volt lehetőség, azonban ekkora területek esetén a kapott adatok eléggé reprezentatívak.

A vágásos üzemosztálynál szabályos állapotot feltételezve a jövedelmek az egyes években megegyeznek, ugyanúgy mint szálaló üzemmód esetén. Ezért a vágásos üzemosztály kialakítása során 24-123 éves kor közötti, olyan 2. fatermési osztályú bükkösöket vontam be a vizsgálatba, amelyek nagyjából hasonló fajtajelegeből állnak. Ezenkívül törekedtem arra, hogy amennyire lehetséges, az egyes korosztályokhoz tartozó területek is hasonló nagyságúak legyenek. A legtöbb erdőrészletet a 2011/12-es fakitermelési szezontól visszamenőleg általában 30 évre vizsgáltam meg, kigyűjtve a beavatkozások évét, az állomány korát a beavatkozás időpontjában, a használati módot és a kitermelt bruttó fatérfogatot. Ezeknek az adatoknak a segítségével sikerült összeállítani egy tapasztalati modellt. E bükkös állományokban a véghasználat módja fokozatos felújítógágás, esetleg szálalógágás 120 éves vágáskorral, a bontás módja leginkább ernyős (ami elsősorban az első bontásnál igaz), a későbbi beavatkozások pedig inkább csoportos mintázatot követnek, illetve kombináltak. Hasonló gyakorlatot ír le Froehlich (2011) Észak-Németországban.

1. táblázat: A vágásos üzemosztály adatai
 Table 1: Data of the forest management class in traditional rotation system

Erdő-részlet	Kor	terület (ha)	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70	71–80	81–90	91–100	101–110	111–120
	év	ha	év										
1.	24	3,1	1										
2.	25	2,5	1	1									
3.	25	20,2	1	1									
4.	28	12,8	1	1									
.....
22.	114	4,9								1	1	1	
23.	117	8,8									1	1	1
24.	123	1,6									1	1	1
Összesen (ha)		183,5	38,6	41,8	37,4	38,7	72,6	48,5	66,0	55,6	59,0	40,2	10,4

2. táblázat: A vágásos üzemosztály tapasztalati modellje erdőfelújítás nélkül (1ha)
 Table 2: Empirical model of the rotation system (1 ha)

Korosztályok	Év	11–20	21–30	31–40	41–50	51–60	61–70	71–80	81–90	91–100	101–110	111–120
Használati módok	–	TI	TI	TI/TKGY	TKGY	NFGY	NFGY	NFGY	NFGY/SZV	SZV/FVB	SZV/FVB	SZV/FVV
Fahozam	bm ³ /ha	2,1	6,1	31,3	40,8	29,4	36,7	104,7	37,9	72,7	73,5	351,1
	nettó %	69%	69%	69%	69%	83%	83%	88%	93%	93%	93%	93%
	nm ³ /ha	1,5	4,2	21,6	28,2	24,3	30,4	91,8	35,1	67,3	68,1	325,1
Fajlagos árbevétel	Ft/nm ³	10 400	10 400	12 400	12 400	13 360	13 360	13 360	15 070	15 070	15 070	15 070

A fenti modell adatai alapján hektáronként átlagosan 786 bruttó m³, illetve 698 nettó m³ fahozammal számolhatunk a vágásos üzemmódban 120 éves vágáskor esetén.

A választékszerkezetet a 2005-től 2011-ig tartó időszak, a nettó értékesítési árakat, a nettó költségeket az előző 2 év (2010, 2011) ügyviteli rendszerből kinyert adatai alapján állapítottam meg. Az értékesítési adatok a két üzemosztálynál kizárólag a bükk fajra vonatkozó árból származnak, ennek következtében az elegységben esetleg meglévő finomabb különbségek sem zavarják az értékelést. Az erdőfelújítási költségeket a tisztításokig bezárólag a 2011. évi értéken számoltam ki az adott területen bevált erdőfelújítási gyakorlat alapján.

A száraló üzemosztály tapasztalati modellje a 2002–2011 közötti üzemtervi időszakban gyűjtött adatokból állt össze. Ennél az üzemosztálynál hasonló nagyságú területen, 176 ha-on, szintén 2. fatermési osztályú, száraló üzemmódban bükkösök elmúlt 10 évét vizsgáltam, jelenlegi koruk 49–109 év. Az alkalmazott eljárás a szálankénti és csoportos szálalás kombinációja. Itt a 2002-től 2011-ig terjedő 10 éves üzemtervi időszakban kitermelt bruttó fatérfogatot gyűjtöttük ki, a választékszerkezet, az árak és költségek meghatározásának módszere azonos a vágásos üzemosztályéval. A fahasználati beavatkozások visszatérési ideje 5 év volt.

3. táblázat: A szálaló üzemosztály adatai
Table 3: Data of the forest management class in selection system

Erdőrészlet	Kor év	Terület ha	Fahozam bm^3
1.	49	23,7	1 589
2.	54	9,6	880
3.	54	14,8	432
4.	69	4,4	128
5.	69	3,7	299
6.	84	22,7	751
7.	89	14,3	957
8.	92	12,9	1 666
9.	94	1,0	223
10.	94	8,8	481
11.	97	2,2	190
12.	97	5,0	582
13.	97	18,0	1 898
14.	99	2,3	185
15.	101	9,5	1 285
16.	102	3,9	389
17.	107	7,2	574
18.	107	4,5	413
19.	109	2,9	213
20.	109	4,9	300
Összes:	–	176,3	13 435

A 10 éves időszak adatai alapján az átlagos hozam hektáronként bruttó 76 m^3 , nettó 62 m^3 . Erdőfelújítási költség a vizsgált időszakban nem jelentkezett, ugyanakkor jó minőségű bükkújulat nagy bőségben alakult ki, így a terület jelentős részét 30–50 ezer db/ha sűrűségű, különböző magasságú újulat borítja. Ennek ellenére az ökonómiai modellben bizonyos összeget mégiscsak beállítottam az előre még nem látható esetekre, az újulat megfelelő minőségét biztosítandó.

Részletesebb elemzésekre nyújt lehetőséget a PSB-terület (4. táblázat), amely szintén 2. fatermési osztályú, bükkös főfafajú (felső szint 103 éves) többkorú állomány. Törzsenkénti fevétele 2006-ban és 2011-ben történt. Az élőkészlet meghatározását a „szilv” egyváltozós faterfogot-számítási függvényel (Kolozs és Veperdi 2012) végeztük. A „szilv” olyan faterfogatot (m^3) jelent, amelyet magasságmérés nélkül határoznak meg. A 10 cm mellmagassági átmérő feletti élőkészlet a mérések alapján 2006-ban $453,9 \text{ szilv/ha}$, 2011-ben $502,0 \text{ szilv/ha}$. A kitermelt faterfogatot (30 szilv/ha) is figyelembe véve a két felvétel közötti időszakra $15,6 \text{ szilv/ha/év}$ növedéket állapítottam meg.

Az 1999–2011 közötti időszakban 13 év alatt e területen ($9,5 \text{ ha}$) 746 m^3 faanyagot termeltünk ki az alábbi választékszerkezetben, átlagosan 2 éves visszatérésekkel. A PSB- területen az értékesítési árak a tényadatoknak megfelelően az elegyfajok választékainak árait is tartalmazzák.

4. táblázat: Pro Silva bemutató terület választékadatai 1999–2011 (9,5 ha)
 Table 4: Timber assortment data of Pro Silva demonstration area 1999–2011 (9.5 hectares)

Fafajok	T	CS	B	GY	MK	Összes
Választékok	nm ³					
Lemezipari rönk	4,94		65,07			70,01
Fűrészrönk	26,37		171,04	2,76		200,17
Fagyártmányfa	2,80		28,70	8,12	0,74	40,36
Papírfa			32,00			32,00
Egyéb iparifa	19,10		15,62			34,72
Export tűzifa	2,70		57,50	21,75		81,95
Tűzifa	66,88	1,58	180,93	29,43	8,00	286,81
Összes	122,79	1,58	550,86	62,06	8,74	746,03

Az erdőrésztel szintű összehasonlításban a vizsgált adatok feldolgozásához korábbi szakirodalom alapján az azonos nagyságú éves pénzáramlások, azaz közismert néven az annuitás meghatározásának módszerét használtam fel (Schiberna és mtsai 2012; Márkus és Mészáros 2000), amely egy meghatározott ideig (vágásforduló, szálalás visszatérési ciklusa) esedékes egyenlő értékű pénzáramok sorozata. Amennyiben ez az időbeli határ a végtelen, akkor eljutunk az örökjáradék fogalmához. A különböző üzemmódok annuitásának összevetésével összehasonlítható a két üzemmód gazdasági teljesítménye erdőrésztel szinten.

(1) vágásos üzemmódú erdő korszaki járadéka:

$$R_v = \sum_{n=1}^f NP\dot{A}_n (1+p)^{f-n},$$

amelyben:

R_v : korszaki járadék vágásos üzemmód esetén a vágásforduló végén

$NP\dot{A}_n$: az n-edik évi nettó pénzáramlás, az erdőgazdálkodási beavatkozások (fakitermelés, erdőfelújítás, erdőnevelés) során keletkezett bevételek és költségek egyenlege

f: vágáskor

n: az erdőgazdálkodási beavatkozások éve

p: kamatláb

(2) a vágásos üzemmódú erdő annuitása:

$$A_v = R_v \frac{p}{(1+p)^f - 1},$$

amelyben:

A_v : annuitás vágásos üzemmódban

R_v : korszaki járadék vágásos üzemmód esetén a vágásforduló végén

f: vágáskor

p: kamatláb



(3) a szálaló üzemmódú terület annuitása

$$A_{sz} = NP\dot{A}_c \frac{p}{(1+p)^c - 1},$$

amelyben:

A_{sz} : annuitás a szálaló üzemmód adott ciklusában

$NP\dot{A}_c$: az c -edik évi nettó pénzáramlás, az erdőgazdálkodási beavatkozások (fakitermelés, erdőfelújítás, erdőnevelés) során keletkezett bevételek és költségek egyenlege

c : a szálalás visszatérési ideje, a szálalás ciklusa években

p : kamatláb

Az erdőtümbök (üzemi) szintjén való összehasonlítás szintén az annuitás meghatározásának segítségével történt. Ebben az esetben – feltételezve a szabályos állapotot – az éves jövedelmek kiegyenlítődnék, és a számításokban kamat sem játszik szerepet.

(4) az üzemosztály annuitása szabályos állapotú erdőtümbszinten (üzemi szinten)

$$A_{\bar{u}} = \sum_{i=1}^m NP\dot{A}_i,$$

amelyben:

$A_{\bar{u}}$: az üzemosztály annuitása

$NP\dot{A}_i$: az i -edik korosztály nettó pénzáramlása, az erdőgazdálkodási beavatkozások (fakitermelés, erdőfelújítás, erdőnevelés) során keletkezett bevételek és költségek egyenlege

i : az adott korosztály száma

m : az összes korosztály száma

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Erdőrészletszintű elemzés

Az erdőrészlatszintű elemzés eredményeit a szakirodalomban megszokott módon összeállított táblázatok mutatják be (Schiberna és mtsai 2012). A táblázat alapadatait komplex ökonómiai modellek, az eredményeket az előzőekben bemutatott feldolgozási módszerek szolgáltatják. Az 5. táblázat a tapasztalati modell alapján a vágásos üzemmódban lévő átlagos erdőrészlatszintű kapott eredményeket mutatja be. Az átlagos árbevétel és fakitermelési díj az összesen sorban található.

A 6. táblázat a szálaló üzemmódban lévő átlagos erdőrészlatszintű teljesítményét tartalmazza az adatok alapján. Amennyiben a hozamot lecsökkentettem a vágásos üzemmód átlagos hozamára (698 nm^3), a többi adat változatlanul hagyása mellett az annuitás a táblázatban szereplő értékhez képest csak elhanyagolható mértékben, 64262 Ft/ha/év értékre csökken.

5. táblázat: Bükkös (2 fto.) vágásos üzemmódban kezelt erdőrészeket gyakorlati modellje részlet szinten, pénzáramlások és annuitás ($p=0,02$)

 Table 5: Empirical model of beech stands (2nd yield class) in rotation system on subcompartment level, cash flows and annuity ($p=0.02$)

Beavatkozás	Kor	Fahozam	Egységárak, díjak		Pénzáramok				Annuitás
			Ár	Fakitermelési díj	Árbevétel	Fakitermelési költség	Erdőfelújítási költség	Egyenleg	
			év	nm ³ /ha	Ft/nm ³	Ft/nm ³	Ft/ha	Ft/ha	
TI	20	2	10 400	0	20 800	0	26 000	-5 200	-77
TI	30	4	10 400	0	41 600	0	24 000	17 600	214
TKGY	40	22	12 400	3 600	272 800	79 200	0	193 600	1 933
TKGY	50	28	12 400	3 600	347 200	100 800	0	246 400	2 018
NFGY	60	25	13 360	3 500	334 000	87 500	0	246 500	1 656
NFGY	70	30	13 360	3 500	400 800	105 000	0	295 800	1 631
NFGY	80	92	13 360	3 500	1 229 120	322 000	0	907 120	4 102
NFGY/SZV	90	35	15 070	3 400	527 450	119 000	0	408 450	1 515
SZV/FVB	100	67	15 070	3 400	1 009 690	227 800	0	781 890	2 380
SZV/FVB	110	68	15 070	3 400	1 024 760	231 200	0	793 560	1 981
SZV/FVV	120	325	15 070	3 400	4 897 750	1 105 000	270 000	3 522 750	7 215
Összesen 120 évre	-	698	14 478	3 406	10 105 970	2 377 500	320 000	7 408 470	24 569
a korszaki fedezet éves átlaga (Ft/ha/év)								61 737	

 6. táblázat: Bükkös (2 fto.) szálaló üzemmódú erdőrészeket gyakorlati modellje, részletszinten, pénzáramlások, annuitás ($p=0,02$)

 Table 6: Empirical model of beech stands (2nd yield class) in selection system, on subcompartment level, cash flows and annuity ($p=0.02$)

Beavatkozás	Visszatérés	Fahozam	Egységárak, díjak		Pénzáramok				Annuitás
			Ár	Fakitermelési díj	Árbevétel	Fakitermelési költség	Erdőfelújítási költség	Egyenleg	
			év	nm ³ /ha	Ft/nm ³	Ft/nm ³	Ft/ha	Ft/ha	
Szálalás	5	31	14 350	3 400	444 850	105 400	2 500	336 950	
Összesen 120 évre	-	744	-	-	10 676 400	2 529 600	60 000	8 086 800	64 748
a korszaki fedezet éves átlaga Ft/ha/év								67 390	

A meglévő modellek lehetővé tették annak vizsgálatát is, hogy egyes adatokat változónak tekintve milyen következtetéseket lehet levonni. A fakitermelési költségek jövőbeli alakulása a viták keresztműzében áll, ezért fontosnak tartottam megvizsgálni, hogy a fakitermelési költségeket meddig lehet növelni feltételezve, hogy a korszaki fedezet egyenlő a vágásos üzemmóddal. Amennyiben a 6. táblázatban szereplő fakitermelési díjat megnöveljük addig, hogy a pénzügyi egyenleg azonos legyen az 5. táblázat egyenlegével, a fakitermelési díj 4312 Ft/nm³ lesz.

7. táblázat: Bükkös (2 fto.) szálaló üzem módú erdőrészteltek módosított modellje, részletszinten, pénzáramlások, annuitás ($p=0,02$) (a vágásos üzem móddal azonos pénzügyi egyenleg mellett)

Table 7: Modified model of beech stands (2nd yield class) in selection system, on subcompartment level, cash flows and annuity ($p=0.02$) (equal financial balance as in rotation system)

Beavatkozás	Vissza- térés	Fahozam	Egységárak, díjak		Pénzáramok				Annuitás
			Ár	Fakiter- melési díj	Árbevétel	Fakiter- melési költség	Erdő- felújítási költség	Egyenleg	
	év	nm ³ /ha	Ft/nm ³	Ft/nm ³	Ft/ha	Ft/ha	Ft/ha	Ft/ha	Ft/ha/év
Szálalás	5	31,0	14 350	4 312	444 850	133 672	2 500	308 678	
Összesen 120 évre	–	744	–	–	10 676 400	3 208 128	60 000	7 408 272	59 315
a korszaki fedezet éves átlaga Ft/ha/év								61 736	

A 8. táblázat a PSB-területen lévő, minden részletében aprólékosan mért gazdasági adatokat tartalmazza. A legutóbbi 2011. évi fakitermelés friss adatai 16 527 Ft/nm³ fajlagos árbevételt és 3000 Ft/nm³ fakitermelési díjat mutattak. Ezért a modell kialakításánál óvatos becsléssel a fajlagos árbevételt lefelé kerekítve 16 500 Ft/nm³-nek, a költségadatot pedig óvatosságból 3800 Ft/nm³-nek vettem. A kalkuláció szintén az eddig tapasztaltaknál jóval óvatosabb becslést tartalmaz az esetlegesen fellépő erdőfelújítási költségekre.

8. táblázat: PS bemutató terület gyakorlati modellje, szálaló üzem módban kezelt bükkös (2 fto.) erdőrészteltek ($p=0,02$)

Table 8: Empirical model of PS demonstration area, beech stands (2nd yield class) in selection system, on subcompartment level, cash flows and annuity ($p=0.02$)

Beavatkozás	Vissza- térés	Fahozam	Egységárak, díjak		Pénzáramok				Annuitás
			Ár	Fakiter- melési díj	Árbevétel	Fakiter- melési költség	Erdő- felújítási költség	Egyenleg	
	év	nm ³ /ha	Ft/nm ³	Ft/nm ³	Ft/ha	Ft/ha	Ft/ha	Ft/ha	Ft/ha/év
Szálalás	2	12,1	16 500	3 800	199 650	45 980	2 000	151 670	
Összesen 120 évre	–	726			11 979 000	2 758 800	120 000	9 100 200	75 084
a korszaki fedezet éves átlaga Ft/ha/év								75 835	

A fenti adatokból származó eddigi eredmények alapján igazolható az, hogy erdőrésztel szinten a szálaló üzem módban lévő területek nem teljesítenek rosszabbul, mint a hagyományos vágásos üzem módú területek. Természetesen e területeken a szálalóerdő-szerkezet csak elvéve alakult még ki. A szálalóerdő szerkezetének kialakítása az optimális élőfakészlet eléréséig – időszakosan – a növedék feletti kitermelési volumennel járhat, azonban a vizsgált időszakban a szálaló üzemsztyában és a PSB-területen is átlagosan 7,6 bm³/ha/év eréllyel történtek a beavatkozások, ami alatta van a 2. fatermési osztályú bükkösökben ekkor tapasztalható éves növedéknek.

Üzemi és erdőtümbszintű elemzés

Schiberna és mtsai (2012) szerint az egyenletes koreloszlású nagyobb erdőtümbökben a vágásos üzem mód esetén a jövedelemáramlás időben is egyenletessé tehető, így az üzem mód nem okoz különbséget a

jövedelmezőségben. A vizsgálatok azonban hasonló különbségeket állapítottak meg, mint részletszinten. Az elemzés levezethető az előző táblázatokból (5–8. táblázatok). Amennyiben feltételezzük, hogy a vágásos üzemosztály esetén a korösszetétel szabályos, azaz 120 ha szabályos állapotú erdőtümbbel rendelkezünk, akkor az 5. táblázat egyenleg oszlopának összesen rovatában szereplő összeg az adott terület 1 évre eső jövedelmével egyenlő. Az itt látható összeg ekkor nem egy erdőrésztlet 120 évre várható jövedelme, hanem egy 120 ha-os erdőtümb 1 évre eső jövedelme, így ezeket az összegeket mint üzemi járadékot lehet egy évre alapul venni. Azonos területű, száraló üzemmódú üzemosztályok esetén a 6–8. táblázat azonos rovataiban jelentkező összegeket vesszük ugyanígy figyelembe. Az így kapott eredményeket a 9. táblázat foglalja össze.

9. táblázat: Összehasonlítás a különböző üzemosztályok között bükkös (2. ft.) erdőtümbök szintjén $p=0,02$
 Table 9: Block level comparison of annuity among management classes in beech forest (2nd yield class) ($p=0.02$)

Erdőtümbök – üzemosztályok (120 ha)	Éves fedezet 120 ha-on (Ft/év)	Éves fedezet 1 ha-on (Ft/ha/év)
Vágásos üzemosztály	7 408 470	61 737
Szálaló üzemosztály	8 086 800	67 390
Szálaló üzemosztály*	7 408 272	61 736
PSB-terület üzemosztályra vetítve	9 100 200	75 835

*a 7. táblázat adatai alapján

ÖSSZEFOGLALÁS

Az eddig áttanulmányozott – főként külföldi – szakirodalmakban elsősorban finom különbségekkel lehet találkozni a vágásos és a szálaló üzemmódok pénzügyi összehasonlításakor egyik vagy a másik eljárás javára. A most bemutatott eredmények – más példaktól eltérően – nem elméleti modellek, hanem valós erdőgazdasági gyakorlatból gyűjtött pénzügyi adatok elemzéséből származnak, ezért az ezekből levont következtetések irányít mutathatnak a jövőbeli erdőgazdálkodáshoz. A kapott eredmények megbízhatóságát növeli, hogy az adatokat kellően nagy területű erdőtümb szolgáltatotta, de értékelésükkor figyelembe kell venni, hogy a szálaló üzemmód tízéves vizsgálati időszakában a szálalóerdő-szerkezet kialakítása még csak kezdeti stádiumában van. A növedék alakulásának megítélése csak hosszú távú vizsgálatok után lehetséges, azonban az eddigi adatokból a szálaló üzemmód került ki kedvezőbben.

Az átlagos árbevétel a szálaló üzemosztályban az eddigi adatok alapján alig marad el a vágásos üzemosztályétól, ugyanakkor a PSB-területen jóval magasabb érték. Ez annak köszönhető elsősorban, hogy a szá-lankénti válogatással az egyes törzsek legmagasabb értékének elérésre koncentrálunk (Knoke 2010). Az ed-dig elért árbevétel jó teljesítménynek számít, mivel a szálalás jelenlegi kezdeti stádiumában a gyengébben teljesítő törzsek kitermelése dominált. A következő 20–40 évben nem kell számítani az anyaállomány minőségi romlására. Ezt erősíti a visegrádi Erdőanyai-völgyben nyert friss tapasztalat: a 77A-val szomszédos 160 év kö-rüli (átlagosan 3. fatermési osztályú) bükkösökben a 2012-ben végzett fakitermelés fajlagos árbevétele 14 285 Ft/nm³ volt. A szálalóerdők kialakítását a leírt elveknek megfelelően időben (Knoke 2010), már legalább 50–70 éves korú erdőkben kezdjük meg. Ekkor az anyaállomány minőségromlása a következő 70 évig – az eddigi ta-pasztalatok alapján – nem lesz számottevő hatással az átlagos árbevételre. Szálalóerdőben a jó képességű vékonyabb törzsek általában nagyobb arányban vannak jelen az uralkodó, illetve az alsóbb szintekben, ame-lyek a vastagabb, értékük csúcsát már elért fák kivétele után újabb értéket termelnek. Ennek lehetséges ma-gyarázata, hogy vágásos üzemmódban szokásos gyakorlat a vastagabb törzsek visszahagyása a nagyobb



magtermő koronák magtartása, továbbá a döntési károk minimalizálása miatt. Froehlich (2011) hasonló jelentőséget tapasztalt vizsgálataiban. A jelenség vágásos üzemmódban megnehezíti az egyes törzsek potenciális maximális értékének kiaknázását. További tapasztalat, hogy vágásos üzemmódban negatívan befolyásolja az árbevételt a tisztítások és a vékonyabb gyéritések során a rönk hiánya, továbbá a tisztítások majd a véghasználati beavatkozások után a magasabb arányú lakossági gyűjtés során kinyert faanyag érhetően alacsonyabb ára. Megjegyzendő, hogy tapasztalatok szerint az örökerdőelvek szerint kezelt bükkösökben az 50 cm mellmagassági átmérő felett kitermelt fák fatérfogata meghaladja a kitermelt összes volumen 50%-át (Wobst, 2006). Ehhez hasonló arány pedig hosszú távon fenntartható a szálaló üzemmódban. Azonban a vágásos üzemmód egyértelmű előnye, hogy a magas minőségű faanyag a következő generációk fái között is garantált, míg hazánkban a szálaló üzemmódban ez jelenleg vitatott kérdés.

A fakitermelési költségek a szálaló üzemmódban a várakozásokkal ellentétben eddig nem emelkedtek. Ez részben annak köszönhető, hogy miközben egy-egy beavatkozás során a hektáronként kitermelt mennyiség hasonló egy gyéritési volumenhez, a kitermelt faanyag átlagos vastagsága jelentős. A PSB-területen eredményül kapott magasabb költségeket a kísérleti jelleggel végrehajtott technológiák (pl. nagy koronájú fák alpin koronadarabolása) magyarázzák. Ez sem tekinthető azonban felesleges befektetésnek, mert a tapasztalatok szerint részben ennek köszönhető, hogy az így kitermelt faanyagban a döntéskor keletkező repedések, felszakadások minimálisra csökkentek, és a magasabb árbevétel bőven fedezte a többletköltséget. A szálalóerdő-szerkezet kialakulásával a fakitermelés egyre nagyobb odafigyelést és technológiai felkészülést igényel, amelynek a későbbiekben költségnövelő hatása lesz, azonban kérdés, hogy ezt hogyan tudja kiegyenlíteni az átlagfa nagy méreteiből adódó pozitív hatás. A vizsgált területeken a feltártsági viszonyok kedvezőek, a szálalás során egymástól 40–50 m távolságban futó állandósított közelítőnyomokkal egészítjük ki a meglévő erdészeti utakat. E területeken a közelítőnyomok kialakítása nem jár földmunkával. Egyébként szakszerűen vezetett hegyvidéki vágásos üzemmódban szintén szükség van hasonló feltártságra, gondoljunk csak a tisztítások, gyéritések elvégezhetőségére.

Erdőfelújítási és erdőnevelési (tisztítási) költségek a szálaló üzemmódban eddig nem léptek fel. Ezt mutatják a vizsgált területeken a sokszor 5–6 m-es magasságot elért jó minőségű elegyes fiatal bükkcsoportok. Ennek magyarázata a biológiai racionalizáció (Schütz 2011; Froehlich 2011) során végbemenő természetes felújulás, majd a felsőbb szintek árnyalásának hatásaként a természetes kiválogatódás és törzsszámcsökkenés. Az erdész feladata, hogy a vágásra érett egyes fák, facsoportok kitermelésével ezt a racionalizációt finoman szabályozza, ezzel a kívánatos elegyarányok is beállíthatók. A 6–7. táblázatban beállított hektáronkénti 60 ezer forint a jövőbeli fakitermelések során esetlegesen megsérült fiatalabb egyedek visszavágásának és az újulat minőségét biztosító beavatkozásoknak a költségeit hivatott megbecsülni. Ez mindenképpen túlbiztosítás, mert a bükkösökben a fiatalabb generációk minőségi átválogatása főképp a 10 cm-es méret elérése után a fakitermelés során zajlik, amikor már faanyaguk részben fel is termelhető. A PSB-területen hasonló megfontolásokból beállított 120 ezer forint főleg a néhány kiválasztott – illetve a jövőben kiválasztandó – lékben feljövő kocsánytalan tölgy újulat bükkal szembeni megsegítésére tervezett összeget is tartalmazza. Természetesen ezeknek a költségeknek a tényleges mértéke nőhet vagy csökkenhet, mindenesetre a jelenlegi helyzet biztató. A hagyományos vágásos üzemmód javára írható, hogy a véghasználat után az újulatban nem kell számolni későbbi döntési sérülésekkel. Azonban az ápolásokra, az elegyarány-szabályozó és a törzsszámcsökkentő nevelési beavatkozásokra éppen az idősebb generációk árnyalásának hiánya miatt rendszeresen szükség van.

Mivel a vizsgált időszak még csak 10 évet ölelt fel, ezért teljes bizonyossággal nem lehet pontos végkövetkeztetéseket tenni. Az elvégzett vizsgálatokból megállapítható, hogy a bükkösökben az örökerdőelvek alkalmazásával kezelt erdők nem maradnak alul az egykorú vágásos üzemmóddal szemben sem erdőrészlet (kisbirtok) sem erdőtümb (üzemi méret) szintjén, még a szűken vett klasszikus üzemgazdaságtani ökonómiai összehasonlítás során sem. Amennyiben az ökológiai közgazdaságtan szemszögéből is elemeznénk e módszereket, további előnyökre is számíthatnánk.

Gazdasági szempontból a legfontosabb előnyök az örökerdők stabilitása és a folyamatosan elosztott fakitermelés, amely kedvezően hat a jövedelmezőségre, és a faárak ingadozása is jól csillapítható (Knoke 2010). Knoke (2010) vizsgálatai szerint német nyelvterületen végzett 12 üzemi összehasonlító elemzésből az örökerdőelvek szerint folytatott erdőgazdálkodás egyetlenegyszer sem, angol nyelvterületről származó 12 tanulmányból pedig csak 3 esetben került ki hátrányosan.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnék köszönetet mondani a Pilisi Parkerdő Zrt.-nek, különösen itt dolgozó munkatársaimnak: Szabó Csillának, Kovács Ferencnek, akik munkájukkal az adatok gyűjtésében és elemzésében segítettek; a Pilisszentkereszti Erdészeti munkatársainak a szálaló üzemmódú területek kezelése érdekében kifejtett munkájukért, Veperdi Gábornak és Schiberna Endrének (Nyugat-magyarországi Egyetem Erdővagyongazdálkodási Intézet) a munkámhoz nyújtott tanácsokért, továbbá a korábbi évek erdőmérnök-hallgatóinak az élőfakészlet felvételezésében végzett munkájukért. Jelen tanulmány a TÁMOP-4.2.1.B-09/1/KONV és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004 projektek támogatásával készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Boncica, A. 2011: Conceptual approaches to integrate nature conservation into forest management: a Central European perspective. *International Forestry Review*, 13(1): 13–22.
- Csépanyi P. 2012: Örökerdők a Pilisi Parkerdőben. 2012. Pilisi Parkerdő Zrt.
- Frank N. 2012: A szálaló és átalakító üzemmód erdőművelési kérdései. In: Lett, B. és Schiberna, E. (eds): Múlt és jövő III. A folyamatos erdőborítás gazdálkodói szemmel. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 6–12.
- Froehlich, F-S. 2011: Economic and ecologic advantages of small scale structured beech close-to-nature forest management: the case of group selection system. *Zbornik gozdarstva in lesarstva*, 94: 55–66.
- Helliwell, D.R. 1997: Dauerwald. *Forestry* 70, 375–380.
- Koloszár J. 2010: Utak és tévutak – avagy gondolatok az átalakító és a szálaló üzemmódról. *Erdőkerülő (a SEFAG. Zrt. lapja)*, 37(4): 4–5.
- Kolozs L. és Veperdi G. 2012: Élőfakészlet- és növedékmeghatározás a szálaló, illetve átalakító üzemmódú fatérifogatófüggvény alkalmazásával. *Erdészettudományi Közlemények*, 2 (1): 21–34.
- Knoke, T. 2010: Dauerwald und Ökonomie. Stabilität zahlte sich aus. Wir können dem Konzept „Dauerwald“ getrost mehr zutrauen! *Waldforschung aktuell. Nachrichten aus dem Zentrum – Wald – Forst– Holz*, 33: 31–32
- Madas L. 1956: Ígéretes fákra alapított fatermesztési terv a Visegrád 77/A erdőrésztletben. *Országos Erdészeti Főigazgatóság*
- Majer A. 1986: A szálalás helyzete hazánkban: a szakirodalom és a kísérleti területek értékelése alapján, *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények*, 1986/II. kötet: 17–47.
- Marosi Gy. 2005: A fatermesztés és faanyag-hasznosítás modelljeinek kidolgozása célállományonként, In: Molnár, S.: *Erdő-fa hasznosítás Magyarországon*, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 377–386
- Marosi Gy. és Juhász I. 2011: Az átalakító üzemmód gazdaságossági vonatkozásai. *Kézirat*
- Márkus L. és Mészáros K. 2000: Erdőérték-számítás. Az erdőértékelés alapjai. *Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.*
- Möller, A. 1922: *Der Dauerwaldgedanke. Sein Sinn und Seine Bedeutung*. Nachdruck. Erich Degreif Verlag. Oberteuringen
- Pro Silva 1996: *Pro Silva*
- Pro Silva 2012: *Pro Silva Principles*
- Pommerening, A. and Murphy, S. T. 2004: A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry*, 77(1): 27–44.



- Roth Gy. 1958: A száraló erdőről, Erdészettudományi Közlemények, Erdőmérnöki Főiskola, Sopron, 1958/I. kötet: 49–63.
- Schiberna E; Lett B. és Juhász I. 2012: A folyamatos erdőborítás ökonómiai értékelésének elvi kérdései. Erdészettudományi Közlemények, 2 (1): 7–19.
- Schütz, J-P. 2001: Opportunities and strategies of transforming regular forests to irregular forests. Forest Ecology and Management, 151: 87–94
- Schütz, J-P. 2011: Development of close to nature forestry and the role of Pro Silva Europe, Zbornik gozdarstva in lesarstva, 94: 39–42
- Thomasius, H. 1996: Geschichte, Theorie und Praxis des Dauerwaldes. Landesforstverein Sachsen Anhalt
- Troup, R. S. 1927: Dauerwald. Forestry, 1: 78–81.
- Wobst, H. 2006: Combination of economic and ecological aspects by close to nature forestry. In Diaci, J. (ed): Nature-based Forestry in central Europe – Alternatives to Industrial Forestry and Strict Preseervation. Studia Forestalia Slovenica, 126: 79–90.

*Érkezett: 2013. március 17.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.*

AZ ÁLLAMI TULAJDONÚ ERDŐK TERMÉSZETI JÁRADÉKA MINT A VAGYONKEZELŐI DÍJ LEHETSÉGES ALAPJA

Marosi György, Dauner Márton és Juhász István

Erdészeti Tudományos Intézet, Ökonómiai Osztály

Kivonat

Az állami tulajdonban lévő erdőekben gazdálkodó szervezetekkel szemben támasztott legfontosabb követelmény a tartamos erdőgazdálkodás megvalósítása. Ennek egyik legfontosabb feltétele a gazdálkodás stabil pénzügyi alapjának a megteremtése. A pénzügyi feltételek biztosításának szinte kizárólagos forrása az erdőgazdálkodás piacon értékesíthető termékeinek és szolgáltatásainak az árbevétele, amelynek döntő hányadát a faanyag adja. A faanyagtermesztés révén elérhető jövedelem ismerete ezért fontos az állami erdőtulajdonost megismélysítő szervezet(ek)nek és az erdőgazdálkodóknak is. Erre a jövedelemre lehet alapozni a vagyonkezelői díj meghatározását. A tanulmány az erdőgazdálkodás hosszabb távon elvárható jövedelmezőségének meghatározására ajánl alkalmazható módszert.

Kulcsszavak: erdőgazdálkodás, jövedelmezőség, tartamosság, vagyonkezelői díj

ANNUITY OF STATE OWNED FORESTS AS A BASIS FOR TRUSTEESHIP FEE

Abstract

The most important requirement for forestry units managing state owned forests is to carry out sustainable forest management. Among the many criteria of sustainable forest management the maintenance of a stable financial background is essential. Providing the financial background is almost solely based upon the incomes generated from marketable forest based products and services, of which timber is predominant. Studying the potential incomes from timber is therefore of high importance for both the representative of the state as the owner and the forest management units. This income can be considered as the basis of calculating the trusteeship fee. This paper presents an applicable method to calculate long term profitability of forest management.

Keywords: forestry, profitability, sustainability of forests, trusteeship fee



BEVEZETÉS

Magyarország Alaptörvényének XXX. cikke (1.) rögzíti: "Teherbíró képességének, illetve a gazdaságban való részvételének megfelelően mindenki hozzájárul a közös szükségletek fedezéséhez." A hozzájárulás alapja értelemszerűen a jövedelemhez és a vagyonhoz, illetve annak változásához, növekedéséhez, a hasznosítása során realizált járadékhoz kapcsolódik.

Egy adott természeti erőforrás (termőföld, erdő stb.) járadéka olyan pénzben megjelenő jövedelem, melyet a természeti erőforrásnak mint korlátozottan rendelkezésre álló termelési tényezőnek a tulajdonosa a termelésbe való bekapcsolásával előállít, illetve vagyonkezelési-, bérleti viszonyok esetén a természeti erőforrás hasznosításának, illetve használatának átengedéséért fizetett díjként kap (Fekete 1871).

A klasszikus közgazdasági iskola a termőföldet a többi erőforráshoz képest egyértelműen kiemelten kezeli (Tóth 2003), eszerint a föld tulajdonosa mint a jövedelemelosztási rendszer mozgatórugója tiszta jövedelemként földjáradékot, azaz az összes költség levonása után keletkező maradványértéket kap kézhez (Pogrányi 1989).

Az államnak komoly érdeke fűződik ahhoz, hogy a tulajdonosi, vagyonkezelői, használati jogokkal felruházott vállalkozókat szakszerű, természetközeli, fenntartható erdőgazdálkodásra ösztönözze. Erre tekintettel és további, lényeges szakmai elvárások gazdálkodói teljesítése érdekében is a tulajdonos állam akkor jár el helyesen, ha a keletkezett, illetve realizált természeti járadéknak csak egy kis részét vonja el – vagyonkezelői díj formájában - a hatályos erdőtörvény szerint vállalkozó erdőgazdálkodótól. Sőt kedvezőtlen természeti (termőhelyi) feltételek esetén negatív vagyonkezelői díj is elképzelhető.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Az államot megszemélyesítő tulajdonos különböző követelményeket támaszt(hat) az erdőt kezelő szervezetekkel szemben. Az egyik legfontosabb követelmény a tartamos erdőgazdálkodás megvalósítása. A tartamosság jellemezhető egy célzott állapot folyamatos fenntartásával (statikus tartamosság) és a folyamatos haszonvételei lehetőségek feltételeinek biztosításával (dinamikus tartamosság).

A tartamos erdőgazdálkodás megvalósításának feltételei:

- az erdőgazdálkodás természeti környezetének védelme,
- a gazdálkodás stabil pénzügyi alapjának a biztosítása és
- a rendezett társadalmi kapcsolatok.

A stabil pénzügyi állapot döntő mértékben a dinamikus tartamosság (Kató 1991) fenntartása biztosítja, hiszen ennek egyik eleme a jövedelmezőség.

A jövedelmezőség kategóriái közül az erdőgazdálkodás természeti járadéka érdemel kiemelt figyelmet. Ez felel meg leginkább az alapvető közgazdasági értékelési elveknek és az erdő mint rendkívül sokoldalú szolgáltatást nyújtó természeti objektum sajátosságainak.

Az erdő természeti járadéka a következőképpen határozható meg:

$$TJ = \frac{\sum H - (\sum K_{fh} + \sum K_{müv} + K_{ált}) - NJ}{f} \quad (Ft / ha / év),$$

1. képlet: Az erdő természeti járadéka
Formula 1: Forest rent

amelyben:

TJ	=	1 ha erdő természeti járadéka (átlagos évi jövedelme),
$\sum H$	=	a fakitermelések árbevétele,
$\sum K_{fh}$	=	a fakitermelés és szállítás 1 ha-ra vetített közvetlen költsége,
$\sum K_{müv}$	=	az erdőművelés 1 ha-ra jutó közvetlen költsége,
$K_{ált}$	=	az erdőt kezelő szervezet fel nem osztott költségei,
NJ	=	az 1 ha-ra jutó árbevétel arányos normatív jövedelem,
f	=	a vágásforduló éveinek száma.

A természeti járadék megállapítása az egyes célállományok (fafajcsoportok) modellezett korszaki jövedelmének meghatározásából indul ki.

A gazdálkodó szervezet vagyonekezelésében lévő teljes erdőterületre (csak a faanyagtermelést szolgáló területekre) számított természeti járadék kellően nagy erdő esetén (több tízezer ha), hosszabb időszakra (5–10 év) elfogadható pontossággal jeleníti meg az elvárható jövedelmet. Az így megállapított értéket módosít(hat)ják korrekciós tényezők:

- a faanyagon kívüli, egyéb haszonvételek jövedelme,
- a természetvédelemmel összefüggő feladatok ellátása,
- ún. közjóléti feladatok.

A fatermesztés komplex ökonómiai modellje

A modell általában valamilyen objektum vagy gazdasági tevékenység mása. Modelleket azért készítünk, hogy a számunkra fontos információkat könnyebben, gyorsabban és olcsóbban meg tudjuk szerezni.

A modellmódszer így a rendszerszemléletű vizsgálódás egyik legjobb eszköze. A rendszerszemlélet arra hívja fel a figyelmet, hogy a gazdasági folyamatok egyes részeit, fázisait nem célszerű egymástól elszigetelten vizsgálni. A közöttük meglévő kölcsönhatások, összefüggések ismerete nélkül könnyen juthatunk valótlan következtetésre.

Különösen igaz ez olyan termelőrendszer esetében, mint az erdőgazdálkodás. Ez ugyanis magában foglalja az emberi tevékenységen, a felhasznált munkaeszközökön és munkatárgyakon, anyagokon túl a növényi életfolyamatokat is. Mindezeket ráfordítások és hozamok formájában jelenítjük meg, amikor leírjuk a termelési folyamatot.

A fatermesztési modellek a teljes fatermesztési időszakra (vágásforduló) vonatkozóan tartalmazzák az erdőművelési (felújítás, nevelés) és fahasználati feladatokat, valamint a kitermelhető fa mennyiségét (Márkus 1983). Ez az átfogó lineáris termelési (termesztés, kitermelés) program a főbb célállományokban végzett kutatási eredményekre épül. A modell tudományos megalapozását a témakörben felhalmozott ismeretek szintézise képezi annak érdekében, hogy a benne foglalt előírások (lehetőségek) a termelés optimális útját minél teljesebb mértékben jelöljék ki.



A fatermesztés komplex ökonómiai modelljeinek részei:

- a tevékenységek modellje kronologikus sorrendben a faállomány létesítésétől a végvágásig (forrás: erdőnevelési modellek),
- természetes hozamok (forrás: fatermesztési táblák, fatermesztési modellek, méretcsoport- és választéktáblázatok),
- költség-hozam modell (forrás: erdőgazdasági vagy tájankénti vállalkozói díjak, normatáblázatok, választéktáblák, statisztikák).

A három párhuzamos részmodellben a vágásforduló valamennyi költsége és hozama megjelenik, időrendi sorrendben. A jövedelemtermelő képesség meghatározásánál nem vesszük figyelembe a nem faanyag-termesztési rendeltetésű erdőket.

Erdőművelési modellek

Az egyes célállományokra erdőfelújítási komplex modellek készülnek műveleti szintű bontásban. Általános törekvésünk, hogy a minimálisan szükséges, de nagy valószínűséggel eredményt adó ráfordítások jelenjenek csak meg az egyes modellekben. Az értékelés alapvetően a közvetlen költségekre (anyag, energia, élőmunka) épül. A munkarendszer szerkezeti felépítését mutatja az 1. táblázat.

1. táblázat: Az erdőművelési munkarendszer szerkezeti felépítése
Table 1: Scheme of the silviculture costs

Fafaj:		tölgy		
Terepviszonyok:		géppel járható (10° alatt)		
A felújítás módja:		mesterséges		
Sorszám	Megnevezés	Gyakoriság (db)	Egységár (eFt/ha)	Összesen (eFt/ha)
I. Terület-előkészítés				
	bok.,cserj. irtás	1	40	40
II. Talajelőkészítés				
	részleges	1	95	95
III. Első kivétel (szap.anyag nélkül)				
	ültetés	1	95	95
IV. Pótlás (szap.anyag nélkül)				
	ültetés	2	40	80
V. Ápolás				
	sor	3	45	135
	sorköz	4	40	160
VI. Befejezett ápolás				
		2	55	110
VII. Tisztítás				
		2	35	70
			Mindösszesen:	960

Az 1. táblázat folytatása

Felhasznált szaporító anyag			
I. kiv.	Megnevezés		Csemete
	Mennyiség	<i>db/ha</i>	9000
	Költség	<i>eFt/ha</i>	145
Pótl.	Megnevezés		Csemete
	Mennyiség	<i>db/ha</i>	1500
	Költség	<i>eFt/ha</i>	30

A fahasználati modellek

A fakitermelés normatív költségeit és hozamait a kitermelhető állományrész fajainak és minőségének függvényében lehet megadni. A költségszámítás alapja a Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőhasználati Tanszékén kidolgozott „soproni sorozatelemzési módszer” (Rumpf és Gólya 1990). A hozamszámítás pedig – az ugyancsak az Erdőhasználati Tanszéken kialakított állományminősítési módszer felhasználásával – az ERTI egyszerűsített méretcsoportos választéktervezési módszerén alapul. Az erdőállomány minőségére elvileg rendelkezésre álló erdőtervi adatok:

- fatermési osztály (FTO), mely elsősorban mennyiségi ismérv, de a minőségi különbséget is mutatja;
- minőségi jellemző a törzsmínőség osztálya és a törzshányad alapján, bár ez nem könnyen hozzáférhető adat.

Ezért választjuk a következő megoldást:

I–II FTO = jó minőségű állomány,

III–IV FTO = közepes minőségű állomány,

V–VI FTO = gyenge minőségű állomány.

A korszaki jövedelmet a teljes vagyonkezelt (tehát nem csak a beavatkozással érintett) területre kiszámítjuk. A pénzben kifejezett hozam és a közvetlen költségek különbözeteként kapott jövedelmet még az általános költség is terheli. Ez utóbbit az erdőterület arányában az országos államerdészeti átlag alapján lehet megadni.

Az ismertetett módon számított jövedelem kellően nagy gazdálkodási egység esetén valóban az éves elvárható jövedelmet mutatja (egyenletes korosztályeloszlás esetén). A módszer előnyei:

- hosszú távon, egyszerűen, kiszámítható módon meghatározható az elvárható jövedelem,
- az erdőgazdálkodót a lehetőségek kihasználására ösztönzi,
- az ún. „új típusú” erdőgazdálkodási módszerek területi-fatérfigati problémáira gyakorlatilag érzéketlen.

A módszer hátrányai:

- a jelentős mértékű szerkezetátalakítás erdőfelújítási többletköltségei egyedi kezelést igényelnek,
- kis gazdálkodási egység (< 1000 ha) és jelentősen egyoldalú korosztályszerkezet (zömében fiatal és/vagy középkorú állományok) mellett nem reális a jövedelemelvárás.

A komplex ökonómiai modellek alapján azonban kezelhetőek ezek a helyzetek is. Az elemzések eredményeként kapott értékeket a 2. táblázat által bemutatott formába rendezzük.

2. táblázat: A komplex ökonómiai modellek szerkezeti felépítése (kocsánytalan tölgy)
Table 2: Example for a complex economic model of forest stands (oak)

Év	Művelet	Kitermelt fatérfogat	Fajlagos költség	Fajlagos árbevétel	Költség	Árbevétel	Jövedelem
		nm ³ /ha	nm ³ /Ft		eFt/ha		
Jó							
9	Felújítás				1 344		-1 344
40	Törzskiválasztó gyérítés	28	6 300	9 500	176	266	90
80	Növedékfokozó gyérítés	48	5 600	12 500	269	600	331
120	Véghasználat	320	4 900	15 000	1 568	4 800	3 232
	Összesen	396			3 357	5 666	2 309
					Korszaki jövedelem	(eFt/ha/év)	19
					Normatív nyereség		5
					Természeti járadék		14
Közepes							
10	Felújítás				1 344		-1 344
40	Törzskiválasztó gyérítés	15	6 300	9 000	95	135	41
75	Növedékfokozó gyérítés	25	5 600	11 500	141	290	149
100	Véghasználat	240	4 900	14 000	1 176	3 360	2 184
	Összesen	280			2 756	3 785	1 029
					Korszaki jövedelem	(eFt/ha/év)	10
					Normatív nyereség		4
					Természeti járadék		6
Gyenge							
10	Felújítás				1 044		-1 044
45	Törzskiválasztó gyérítés	8	6 300	9 000	50	72	22
75	Növedékfokozó gyérítés	10	5 600	11 000	56	110	54
90	Véghasználat	135	4 900	13 500	662	1 823	1 161
	Összesen	153			1 812	2 005	193
					Korszaki jövedelem	(eFt/ha/év)	2
					Normatív nyereség		2
					Természeti járadék		0

A korszaki jövedelmet indokolt csökkenteni az erdőt kezelő szervezet – mint önálló gazdálkodási felelősségű társaság – normatív jövedelmének elismerésével. Ez nyújt fedezetet a szervezet és eszközeinek szinten tartására, illetve a szükséges mértékű minőségi fejlődésre, amely a gazdálkodás stabilitása szempontjából fontos feltétel.

A normatív jövedelmet (NJ) a fakitermelés árbevételének meghatározott százalékában lehet megadni (pl. 10%).

A normatív jövedelemmel csökkentett éves átlagos korszaki jövedelem adja az erdő természeti járadékát (TJ). A 3. táblázatban bemutatott mintaszámítás az egyik legjövödelmezőbb fafajunk (kocsánytalan tölgy) helyzetét mutatja. Ezek az értékek tájékoztató jellegűek.

3. táblázat: *Mintaszámítás a természeti járadékra (állami erdőterület kocsánytalan tölgy esetében)*
 Table 3: *Sample calculation of forest rent (state owned oak forest)*

Tölgy (KTT) állományok	Korszaki jövedelem	Normatív jövedelem	Természeti járadék	Terület	Természeti járadék
	(eFt/ha/év)			(ha)	(eFt/év)
Jó	19	5	14	21 174	296 429
Közepes	10	4	6	67 831	406 986
Gyenge	2	2	0	93 996	0
Összesen				183 001	703 415

A bemutatott módszer szerint kalkulált járadék a jelentős mértékben eltérő termőhelyi adottságok miatt egyes gazdálkodó szervezetek esetén negatív értéket is felvehet. Sőt ezt a helyzetet tovább ronthatják egyéb tényezők.

A tartamos erdőgazdálkodás teljesítményének ugyanis csak kisebb részét ismeri el a piac. Az erdő (erdőgazdálkodás) hozamainak nagyobb része ellenszolgáltatás nélküli. Költségek azonban az erdő minden szolgáltatásához kötődnek.

Az elérhető hozamot befolyásoló korrekciós tényezők

Különböző erdei haszonvételekből származó hozam

- Vadgazdálkodás, vadászat

A vadgazdálkodás szorosan kötődik az erdőterülethez, különösen a nagyvad (szarvas, dám, őz, muflon, vaddisznó) esetében erős ez a kapcsolat.

A tevékenység jövedelmezőségének a megállapítását elméletileg építeni lehetne a körzeti vadgazdálkodási tervekre. Azonban az árbevételnek ennek alapján való meghatározása túlságosan bizonytalan. Az ehhez kötődő költségek elfogadható pontosságú becslése még nehezebb. A vadgazdálkodás területén tehát a normativitás nehezen biztosítható.

A másik megoldás az állami erdészeti társaságok elmúlt 5 évi tényleges adataira épített kalkuláció. Az elemzés csak a szabadföldi vadtartás és vadászat adatait veszi figyelembe. A kalkuláció az erdőgazdasági nagytájak (I–VI) szerint differenciáltan készül, és csak a saját jogon végzett vadgazdálkodás hozamait és költségeit veszi alapul.

A harmadik megoldás a vadgazdálkodás ténylegesen mellékhaszonvételeként való kezelése. A vad az erdő szerves tartozéka. Ám a vadnak élettere az erdő, tehát feltétlenül szüksége van rá. Az erdő viszont lényegesen kevésbé (vagy egyáltalán) nem szorul rá a vadra. Az erdőgazdálkodás fő célja magának az erdőnek a fenntartása. Ennek a célnak az elérését nehezíti a vad kártétele, ezért a szabadtéri vadgazdálkodást teljesen alá kell rendelni az erdőgazdálkodásnak. Ebből a gondolatmenetből az következik, hogy figyelmen kívül kellene hagyni a vadgazdálkodás esetleges önálló jövedelmét. Ez utóbbi megoldás javasolható első helyen, s csak másodikként az 5 éves tényadatokra épített kalkuláció.

- Egyéb erdei mellékhaszonvételek.

A méhészkedés – különösen akác esetében – önmagában számottevő haszonvételi lehetőség lehet, a faanyaghoz viszonyított aránya viszont elenyésző. Ugyanakkor az erdei fák beporzásával és egyfajta erdőőrzési hatásával hasznot is hajt az erdőgazdálkodónak. A tevékenység hozama az időjárástól függően széles határok között változhat. Ezen megfontolások alapján figyelmen kívül hagyható.



A gomba, a gyógynövény, az erdei gyümölcs, a díszítőanyag, a kötözőfűz, a nyír vessző a kis volumen és az ellenőrizhetetlen gyűjtés miatt hagyható el. A jövőben azonban nagyobb szerepe lehet ezeknek a haszonvételeknek, ha a szervezett és ellenőrizhető gyűjtést meg lehet oldani. Egyébként az összes erdőtervezett állami tulajdonú erdőterület nem egészen 3 milliomod részét teszi csak ki a karácsonyfa, bot, vessző, díszítőgally termelését szolgáló erdő (2005. 12. 31.-ei állapot). Emiatt is elhanyagolható ez a haszonvétel.

A természetvédelemmel összefüggő feladatok

Az erdőtervekben a hivatalos természetvédelem korlátozása már érvényesül. Az erdőtervbe beépített korlátozás az esetek döntő többségében vagyonszertést (hozamkiesés, többletköltség) okoz, és ez csökkenti az elvárható jövedelmezőséget.

A jövedelemmódosító hatását tehát indokolt figyelembe venni. Másrészt a társadalom és a hivatalos természetvédelem számára egyúttal „jó üzenet” az, hogy például a jövedelemérdekeltségű Zrt.-k kiemelt figyelmet fordíthatnak a védett természeti területek kezelésére.

Az éves vagyonszertés elfogadható pontosságú meghatározása – különösen a vágáskorok emelése esetén – nem egyszerű, és sok vitára adhat okot. Ezt elkerülendő javasolható az a megoldás, hogy a védett természeti területek arányában csökkenthető a természeti járadék kalkulált összege. A javasolt mértéket a 4. táblázat mutatja.

4. táblázat: A védett természeti területek arányában csökkentett természeti járadék mértéke
Table 4: Forest rent can be reduced according to the share of protected area

A védett terület aránya	A változtatás mértéke
%	
–10	0
11–20	10
21–30	20
31–40	30
41–50	40
51–	50

Látható, hogy a 10%-ot meg nem haladó védett területi arány alatt nincs korrekció, és a 100%-ban védett területen gazdálkodó szervezetek természeti járadéka sem tűnik el teljesen.

Közjóléti feladatok

Valamilyen mértékben minden, állami erdőterületen gazdálkodó szervezet végez üdülési, turisztikai, oktatási-nevelési feladatot. Természetesen a terület földrajzi elhelyezkedésétől függően (pl. Budapest környéke) jelentős különbségek adódnak. Egyértelmű, hogy az ilyen célú kiadások csökkentik az erdőterület elérhető jövedelmét. Ezt valamelyest kompenzálja a pályázat útján elnyerhető támogatás, ami meglehetősen esetleges.

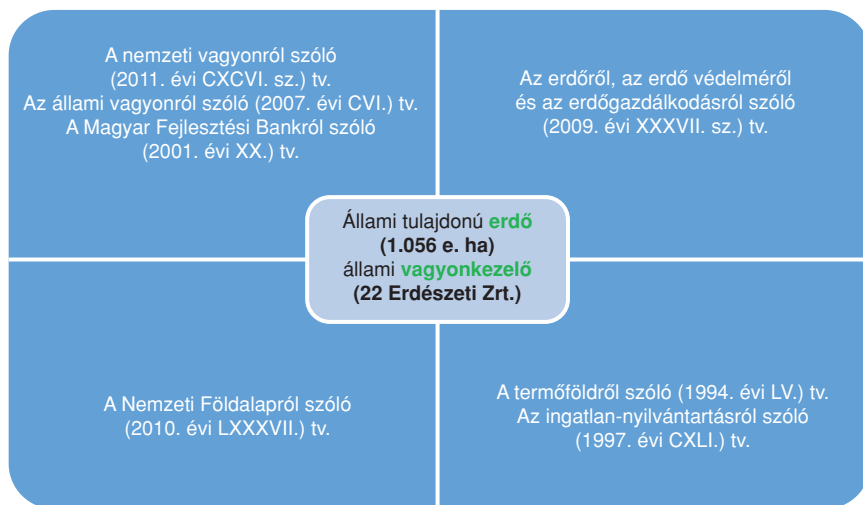
Célszerű lenne a cégcsoporton belül működtetni egy támogatási rendszert, melynek keretében az egyes közjóléti célú munkákhoz pályázat útján nyerhető – külső – finanszírozási forrás. A másik lehetőség a terhelés nagyságától függő körzetek kialakítása, és ehhez kötődően az elvárt jövedelem csökkentése.

5. táblázat: A közjóléti feladatok járadékcsoökkentő hatása
 Table 5: Reduction of forest rent according to recreational services

Körzet	A jövedelemcsökkentés mértéke %
Budapest (Pilis Parkerdő)	30
Egyéb állami	10

Javaslat a vagyonekezelési díj erdővagyon – kezelési szerződésben való alkalmazására

Az állami tulajdonban lévő erdő tulajdonosi, vagyonyilvántartási, vagyonekezelésbe adási, szakszerű vagyonekezelési, az állami erdő-vagyonkezelő(-k) feletti felelős tulajdonosi feladatainak szabályozási kereteit, az alapvető célokat a már említett alaptörvényre hivatkozva, abból levezetve a nemzeti vagyonról szóló törvény határozza meg. Az említett keretszabály szorosan kapcsolódik számos szakmai, szakterületi törvényhez, így kiemelten az állami vagyonról szóló, a Magyar Fejlesztési Bankról szóló, a nemzeti földalapról szóló és az erdőről, az erdők védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló törvényhez (1. ábra).



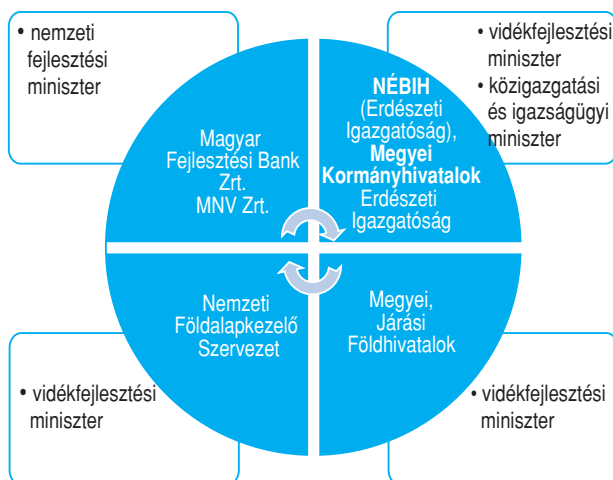
1. ábra: Az állami erdővagyon szabályozási (közvetlen) környezete
 Figure 1: Legal background of state owned forests

Szorosan hozzátartozik még a szabályozási környezethez a természet védelméről szóló 1996. évi LIII. törvény, továbbá a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvény is, az ezekben rögzített szakmai alapelveket a vagyonekezelési szerződésben is érvényesíteni szükséges.

Az állami erdőnek a tulajdonlasi, vagyonekezelésbe adási, ingatlan-nyilvántartási, szakszerű kezelés, kormányzati munkamegosztás, vagyonekezelési, hatósági ellenőrzési szervezeti kérdéseinek áttekintését a 2. ábra mutatja.

A vagyonekezelési szerződés egyik leglényegesebb elemét, a vagyonekezelési díjat megbízóként, jelen esetben az állam nevében eljáró Nemzeti Földalapról Szervezet (bizonyos érintett ingatlanok esetében a Magyar Nemzeti Vagyonkezelő Zrt.-vel közösen) állapítja meg. Megbízóként pedig szintén az állam nevében eljáró MFB Zrt. tulajdonosi felügyelete mellett gazdálkodó állami erdőgazdálkodó Zrt. (22) fogadja el.

Az NFA-val kötött vagyonkezelési szerződés alapján a vagyonkezelő jogosult meghatározott termőföld (erdő) birtoklására, használatára és hasznai szedésére. A vagyonkezelő köteles a termőföld értékét megőrizni, állagának megóvásáról, jó karbantartásáról gondoskodni, továbbá – a védett természeti területek természetvédelmi kezeléséért felelős szervek és a Nemzeti Földalapról szóló törvényben meghatározott egyéb esetek kivételével – díjat fizetni vagy a szerződésben előírt más kötelezettséget teljesíteni. Egyes esetekben (negatív természeti járadék) a megbízó járul hozzá az erdő fenntartásához.



2. ábra: Az állami erdővagyon szervezeti kapcsolatai
Figure 2: Institutional arrangement of state owned forests

A polgári törvénykönyv vonatkozó szabályai alapján megkötendő szerződés előkészítése meglehetősen bonyolult, összetett folyamatnak mutatkozik. Többek között erre utal az a tény, hogy az 1990-es évek első felében megkötött ideiglenes vagyonkezelési szerződést azóta sem tudta felváltani végleges vagyonkezelési szerződés.

Az utóbbi évek előkészítési lépései, a kijelölt szakértői testületben végzett munka hosszú folyamata, több szakmai, felügyeleti, tulajdonosi kompetenciával rendelkező szervezet képviselőinek részvétele, az általuk felkért független szakmai intézmények munkatársainak megjelenése is megerősíti, milyen összetett feladat a végleges szerződés megkötése.

Olyan állami vagyonról van szó, amelynek kiemelt közérdekűsége miatt a szakmaiság (ökológia-ökonómia) mellett a nyilvánosság „próbáját” is ki kell állnia tartósan, hosszú távon.

Az állami vagyonnal való gazdálkodás alapját középtávú stratégiai koncepció és éves terv kell, hogy képezze. A felelős tulajdonosi joggyakorlás alapját a megbízható és valós adatokat tartalmazó vagyonnyilvántartás adja. Az erdő esetében is kiemelten fontos a naturáliák mellett az értékfolyamatok ismerete.

2009. évi szakirodalmi adatok szerint a teljes magyar erdővagyon értékét (erdő-termőföld és élőfakészlet együtt) ~2000 milliárd Ft-ra becsülték (Lett 2009). Ebből az állami erdővagyon értéke 1100–1300 milliárd Ft-ot képviselhetett. Nyilván ezek az értékek napjainkra több tényezőre visszavezetően jelentősen módosultak, aktualizálásuk további szakszerű, komoly értékelési-auditálási munkákat igényel.

A természeti járadék és a vagyonkezelési díj differenciált megállapítása közérdeket érint. Ez a tulajdonosnak és a vagyonkezelő erdőgazdálkodónak is egyaránt elemi érdeke, hiszen ezek az adatok gazdasági és szakmai tevékenységüket érintik, egyfajta minősítő megjelenítők.

Az egységes állami erdő- és vagyonekezelés további erősítése, fejlesztése az alábbiak át-, illetve újragondolását igénylik:

- a központi koordináció és ellenőrzés erősítése,
- egységes (tulajdonosi, joggyakorló, vagyonekezelő, hatóságok stb.) vagyonyilvántartás megteremtése,
- differenciált vagyonekezelési díj megállapítása, vagyonekezelési szerződés megkötése,
- közcélú, közérdekű erdészeti feladatok és finanszírozási módjuk meghatározása.

A tulajdonosi joggyakorlók (NFA, MNV Zrt, MFB Zrt.) természetesen megfogalmazhatnak további elvárásokat, célokat is. Mindezeknek a megoldásához a meglévő tudományos ismeretek felhasználása kiemelten fontos. Ehhez az Erdészeti Tudományos Intézet is kész segítséget nyújtani felhalmozott szakmai ismereteivel.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmány a TÁMOP-40.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013 kutatási projekt keretében készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- ÁSz 2012: Az Állami Számvevőszék 12109. számú jelentése: Az állami vagyon feletti tulajdonosi joggyakorlással kapcsolatos 2011. évi tevékenységek ellenőrzéséről. Állami Számvevőszék, Budapest
- Fekete L. 1871: Az erdő-adóról. Erdészeti Lapok, XII: 477–494.
- Kató F. 1991: Erdészeti üzemgazdaságtan. Egyetemi jegyzet. Sopron, 150 p
- Lett B. 2009: Az erdővagyon számbavételének helyzete és jövőben alkalmazandó eljárásai. Egyetemi jegyzet, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 94 p
- Márkus L. 1983: A fatermesztés ökonómiája. I. rész. Egyetemi jegyzet. Sopron, 248 p
- Márkus L. és Mészáros K. 1997: Erdőérték-számítás. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó. Budapest, 274 p
- Naárné Tóth Zs. és Ortlovits Zs. 2008: Járadékelméletek – a termelési tényezők szerepéről, a földjáradék jövedelemelosztási jelentőségéről. Valóság, 51(12):<http://www.valosagonline.hu/index.php?oldal=cikk&cazon=1122&lap=0>
- Pogrányi K. 1989: Az erdőjáradék. Az Erdő, 38(5): 225–229.
- Rumpf J. és Gólya J. 1990: Fahasználati költségek és hozamok. Kézirat. Sopron, 57 p
- Tóth M. 2003: A megújítható és a nem megújítható természeti erőforrások gazdasági értékelésének közös globális elvi alapjai. BKL-Online Bányászat, Budapest, 2003(1): http://www.ombkenet.hu/bkl/banyaszat/2003/bklbanyaszat2003_1_02.pdf

Érkezett: 2013. április 5.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Vegetatív életerő

Meglepetést okozhat, ha a vadkárelhárító kerítést nemesnyár oszlopból készítjük. A megfelelően kiszáradtnak vélt faanyag is „életre kelhet”, ha kellően mélyre, jó vízgazdálkodású helyen ássuk be, köszönhetően a fekete nyár és hibridjeinek kimagaslóan jó vegetatív szaporodóképességének.

Fotó és szöveg: Borovics Attila

ERDÉSZETI ADATHALMAZOK ELEMZÉSE ÚJ FÜGGVÉNNYEL

Csanády Viktória

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Az irodalmakból eddig ismert telítési, illetve életgörbék helyett egy új, az említett függvényeket jól helyettesítő model illesztésének bemutatása a cél. Alkalmazni az erdészeti kutatásból származó fatermési adatokra alkalmaztuk. Ennek során kiténik a modell rugalmassága, mivel az új szinuszos telítési függvény akár inflexiós pont nélküli, akár inflexiós ponttal rendelkező esetre is illeszhető. A számítógépes regressziós eljárás által igényelt kezdőértékek megválasztása egyszerű. A modell öt paraméterrel rendelkezik, regressziós meghatározásuk után felhasználásukkal a vizsgált adatsorra fontos és egyben az adatsort jól jellemző értékek számíthatók. Így lehetőség nyílik az adatsorok, jelen esetben akác termőhelyi osztályok alapvető különbségének bemutatására nem csak grafikusán, hanem konkrét számított értékek megadásával.

Kulcsszavak: regresszió számítás, telítési függvény, életgörbe, szinuszos telítési függvény, fatermési adatok

A NEW FUNCTION FOR ANALYSIS OF DATASETS

Abstract

In this paper, we suggest a model of fitting a new type of saturation curve, namely a sinus curve, which can extend the application of saturation curves and life curves for forest yield database. The greatest advantage of the model is its flexibility can be realized in fitting either with or without inflection point. The initial values can easily be given for the regression procedure implemented in computer. The output of the programme consists of five parameters. Beside the usual graphical illustration the algorithm makes possible to show the differences between, for instance, black locust-tree production sites by exact calculation.

Keywords: regression, saturation curve, life curve, sinus curve, forest yield database

BEVEZETÉS

A természetben előforduló különböző folyamatok kísérleti vizsgálata során nyert adathalmazok egyszerű grafikus ábrázolása után az a feladat, hogy megfelelő függvényt találjunk a változás kifejezésére és értelmezésére. Az erdészeti és a faipari kutatásokban is megjelenik ez a probléma, és az adathalmazok vizuális áttekintése során gyakori az a jelenség, hogy a függő változó egy bizonyos határértékhez tart, maximum elérése után vagy anélkül, akár az idő a független változó, akár más paraméter. Ez azt jelenti, hogy telítési vagy több inflexiós ponttal rendelkező életfüggvény alkalmazása látszik célszerűnek. A választott függvény illeszté-



se a jelen lehetőségeket figyelembe véve a számítógépes statisztikai regressziós programok segítségével lehetséges (Statistica 9) az alább felsorolt feltételek alkalmazásával:

- A függvény fizikailag értelmezhető legyen (polinomos helyettesítés értelmetlen).
- A szereplő paraméterekből a lehető legtöbb információhoz lehessen jutni közvetlenül.
- A nyert korrelációs együttható (R) értéke a lehető legnagyobb legyen.
- A szereplő adathalmaz tartományán pozitív irányban túlmenően is legyen lehetőség értékelésre.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Telítési függvények (Kehl és Sípos 2009)

Inflexió ponttal nem rendelkező telítési görbék:

- *Mitscherlich*: $y(t) = K(1 - e^{-rt})$
- *Bertalanffy*: $y(t) = K(1 - be^{-rt})$
- *Tömquist*: $y(t) = \frac{Kt}{t+a}$, $y(t) = \frac{K(t+a)}{t+a}$

Inflexió ponttal rendelkező telítési görbék:

- *Verhulst*: $y(t) = \frac{K}{1 + e^{-c(t-m)}}$ vagy $y(t) = \frac{Ke^{ct}}{e^{cm} + e^{ct}}$
- *Pearl – Reed*: $y(t) = \frac{K}{be^{-ct} + 1}$
- *Késleltetett logisztikus trendfüggvény*: $y(t) = \frac{K}{1 + \left(\frac{T}{t}\right)^a}$
- *Négyzetes logisztikus trendfüggvény*: $y(t) = \frac{K^2}{(1 + be^{-ct})^2}$
- *Gompertz*: $y(t) = Ke^{-be^{-ct}}$
- *A 63%-os trendfüggvény*: $y(t) = K - \frac{K}{e\left(\frac{T}{t}\right)^a}$
- *Johnson*: $y(t) = e^{K - \frac{b}{t}}$
- *Richards*: $y(t) = \frac{K}{(1 + ve^{-c(t-m)})^{\frac{1}{v}}}$
- *Chapman – Richards*: $y(t) = a(1 - e^{-bt})^c$
- *Colin – Fokasz (módosított Richards függvény)*: $y(t) = A + \frac{(K - A)}{(1 + ve^{-c(t-m)})^{\frac{1}{v}}}$

Két inflexió ponttal rendelkező telítési görbék (életgörbék):

- *Haustein*: $y(t) = \frac{a}{e^{w^2(r-t)^2}}$
- *Hubbert*: $y(t) = \frac{bue^{b(t-r)}}{(1 + e^{b(t-r)})^2}$

Klasszikus 0 vagy 1 inflexiós ponttal rendelkező telítési görbe:

- *Awrami*: $y(t) = a(1 - e^{-(bx)^c}) + d$

Az új függvény (saját ötlet alapján szerkesztve):

Matematikai alakja (összetett függvény $y = f(g(x))$):

- $y = a \cdot \sin\left(b\left(1 - e^{-(cx)^d}\right)\right) + f$ (SinAwr).

A számítógépi alak (a biztos kezelhetőség érdekében):

$$\text{var}2 = b4 \cdot \sin\left(b3 \cdot \left(1 - \exp(-1 \cdot (b2 \cdot \text{var}1) \cdot b1)\right)\right) + b0.$$

Elemzés: 0, 1 vagy 2 inflexiós ponttal rendelkezik, maximummal vagy anélkül.

$$y_{\max} = \text{var}2_{\max} = a + f = b4 + b0 \text{ ha } b3 > \frac{\pi}{2}; \text{ (ha } b3 < \frac{\pi}{2} \text{ nincs maximum).}$$

$$y_{\text{végső}} = \text{var}2_{\text{végső}} = a \sin b + f = b4 \sin b3 + b0,$$

y_{\max} -hoz tartozó x_{\max} számítása:

$$\ln x_{\max} = \ln \text{var}1_{\max} = \frac{1}{d} \ln\left(\frac{\ln 2b}{2b - \pi}\right) - \ln c = \frac{1}{b1} \ln\left(\frac{\ln 2b3}{2b3 - \pi}\right) - \ln b2$$

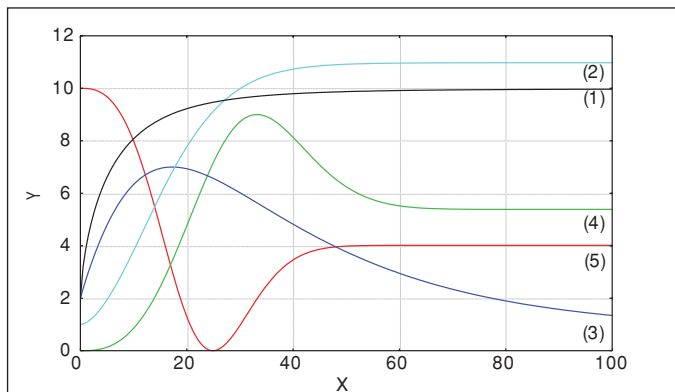
$$\text{ha } b3 > \frac{\pi}{2}.$$

A végső értéktől, azaz a határértéktől, az $y_{\text{végső}}$ -től közelítőleg 1%-nál kisebb értékkel való eltérés tartományának kezdete: $x_{\text{végső}} = \text{var}1_{\text{végső}}$, ahol

$$\ln x_{\text{végső}} = \ln \text{var}1_{\text{végső}} = \frac{\ln(\ln 1000)}{d} - \ln c = \frac{\ln(\ln 1000)}{b1} - \ln b2. \text{ (A technikai gyakorlat szerint.)}$$

A fentiek felsorolásából látható, hogy a szóban forgó függvény minden paramétere (a, b, c, d , illetve $b4, b3, b2, b1, b0$) értelmezhető, és a megadott képletekben alkalmazva a fontos és jellemző adatok kiszámolhatóak, azaz a vizsgált adathalmaz által megadott folyamat elemezhető és egyértelműen meghatározható.

A jobb áttekinthetőség érdekében az alábbiakban egy összetett grafikus ábracsoport látható az egyes görbéket megadó függvények feltüntetésével:



1. ábra: A SinAwr függvény grafikonjai

Figure 1: Graph of function SinAwr



Az egyes görbék áttanulmányozása alapján megállapítható:

$$\text{Az } y = 8 \sin(1,5(1 - \exp(-(0,08x) \cdot 0,7))) + 2 \quad (1)$$

függvény olyan egyszerű telítési függvény, melynek nincs inflexiós pontja.

$$\text{Az } y = 10 \sin(1,5(1 - \exp(-(0,04x) \cdot 2,7))) + 1 \quad (2)$$

függvény olyan telítési függvény, melynek a határérték előtt van inflexiós pontja.

$$\text{Az } y = 5 \sin(3,4(1 - \exp(-(0,035x) \cdot 0,95))) + 2 \quad (3)$$

függvény olyan speciális függvény, melynek a maximuma után van inflexiós pontja és határértéke.

$$\text{Az } y = 9 \sin(2,5(1 - \exp(-(0,03x) \cdot 2,7))) \quad (4)$$

függvény olyan különleges eset, melynek a maximuma előtt és után is van inflexiós pontja és azt követően határértéke.

$$\text{Az } y = -10 \sin(2,5(1 - \exp(-(0,04x) \cdot 2,7))) + 10 \quad (5)$$

függvény olyan speciális eset, melynek minimuma van, és ez előtt és után is rendelkezik inflexiós ponttal és ezt követően határértékkel.

A felsoroltakból egyértelműen látható, hogy a szóban forgó új függvény regressziós alkalmazási területe igen széles körű és kedvező a későbbiekben megadott gyakorlati felhasználások során nyert kezdőértékek egyszerű adatai miatt.

Gyakorlati alkalmazások

Tekintettel arra, hogy nem a korábbiakban felsorolt 17 féle függvény különböző fokú értékelése a dolgozat témája, hanem az új rugalmas függvény (SinAwr) széles körű alkalmazási lehetőségének bemutatása, célszerűen erdészeti vonatkozású adatsorokat kerestünk azzal a feltétellel, hogy a szakirodalmi adatok eredete és előállításának módja (simítás, korrekció, javítás) nem tartozik a témához, azok valós értékeknek tekinthetők.

Az irodalomban (Rédei és mtsai 2011) fellelhető és véletlenszerűen kiválasztott adathalmazok akácsoerdőterületre vonatkoznak, a következőkben felsoroltak szerint:

1. táblázat: Akác 1
Table 1: Black locust 1

	I. fatermési osztály					
	VAR1	VAR2	VAR3	VAR4	VAR5	VAR6
1	5,000	7,200	5,200	41,000	8,300	0,000
2	10,000	13,100	10,200	121,000	12,900	17,500
3	15,000	17,600	15,300	169,000	14,300	17,000
4	20,000	20,800	19,400	217,000	14,500	15,400
5	25,000	23,100	22,800	259,000	14,200	13,000
6	30,000	24,700	25,600	294,000	13,600	10,600
7	35,000	25,800	28,000	323,000	12,900	8,700
8	40,000	26,600	30,100	350,000	12,300	7,600
9	45,000	27,300	32,100	378,000	11,700	7,500

2. táblázat: Akác 4
 Table 2: Black locust 4

	IV. fatermési osztály					
	VAR1	VAR2	VAR3	VAR4	VAR5	VAR6
1	5,000	4,900	3,400	22,000	4,300	0,000
2	10,000	8,900	6,700	62,000	6,400	8,500
3	15,000	11,900	10,300	89,000	7,100	8,400
4	20,000	14,200	13,200	114,000	7,200	7,600
5	25,000	15,700	15,600	136,000	7,100	6,500
6	30,000	16,800	17,500	154,000	6,800	5,300
7	35,000	17,600	19,100	169,000	6,400	4,300
8	40,000	18,100	20,600	183,000	6,100	3,800
9	45,000	18,600	22,000	198,000	5,800	3,800

Az 1. és 2. táblázatokban szereplő adatok dimenziója: var1=kor (év), var2=magasság (m), var3=átmérő (cm), var4=fatérfogat (m³), var5=átlagnövedék (m³/év), var6=folyónövedék (m³/év), mely adatok a vizsgált állományban szereplő átlag- vagy összes értékek. A függvénykiválasztásnál mindkét termőhelyi osztállyal kapcsolatban független változónak a kort (var1) választottuk, függő változóként pedig a többi öt paraméter egyikét, azaz a var2=f(var1), var3=f(var1), var4=f(var1), var5=f(var1) és var6=f(var1) függvények regressziójára került sor az említett új függvény (SinAwr) alkalmazásával.

A számítógépi alak (k=2; 3; 4; 5; 6):

$$vark = b4 \cdot \sin(b3 \cdot (1 - \exp(-1 \cdot (b2 \cdot var1) \cdot b1))) + b0$$

A regressziós eljárással nyert paraméterértékeket a következő, sorrendbe állított táblázatok mutatják, majd ezeket követik a görbék grafikonjai.

 3.táblázat: Az Akác 1 illesztési adatai
 Table 3: Black locust 1, fitted parameters

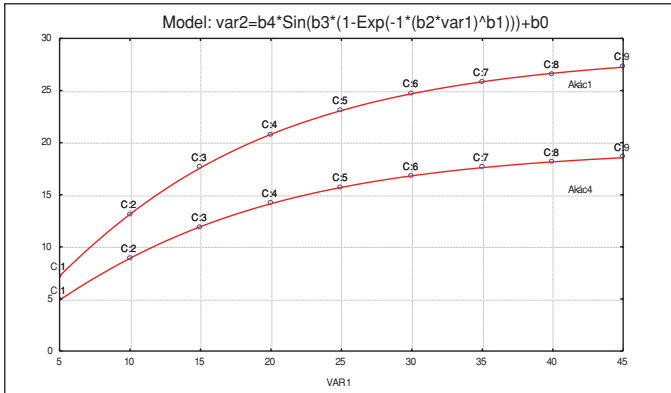
Akác1	Meghatározott paraméterek					Korrelációs együttható
	Kezdőértékek					
	b4	b3	b2	b1	b0	R
var2=f(var1)	31,38590	1,155323	0,048784	1,076554	0,122526	0,999986890
	1	1	1	1	1	
var3=f(var1)	55,66011	0,840869	0,029335	1,071664	-0,494438	0,999873374
	1	1	1	1	1	
var4=f(var1)	751,7262	2,160109	0,004994	0,648291	-98,1050	0,999754527
	50	1	1	1	1	
var5=f(var1)	25,39753	2,405057	0,058462	0,668584	-10,8658	0,999919056
	4	1	1	1	1	
var6=f(var1)	359,2486	1,854706	0,245289	0,573719	-341,150	0,998031548
	1	1	1	1	1	



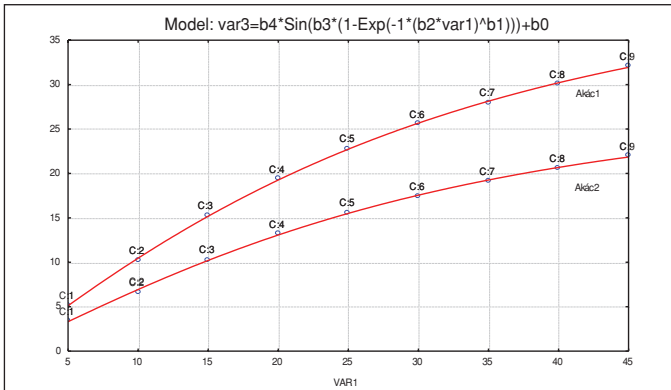
4. táblázat: Az Akác 4 illesztési adatai
 Table 4: Black locust 4, fitted parameters

Akác4	Meghatározott paraméterek					Korrelációs együttható R
	Kezdőértékek					
	b4	b3	b2	b1	b0	
var2=f(var1)	21,04890	1,168576	0,048090	1,091107	0,253086	0,999969874
	1	1	1	1	1	
var3=f(var1)	36,07375	0,864967	0,030458	1,128914	-0,192557	0,999764834
	1	1	1	1	1	
var4=f(var1)	368,8762	2,198491	0,005692	0,673153	-47,5826	0,999870091
	50	1	1	1	1	
var5=f(var1)	9,945070	2,534462	0,050328	0,721599	-2,71321	0,999613173
	4	1	1	1	4	
var6=f(var1)	121,3702	1,906059	0,191742	0,633440	-112,495	0,997712571
	4	1	1	1	1	

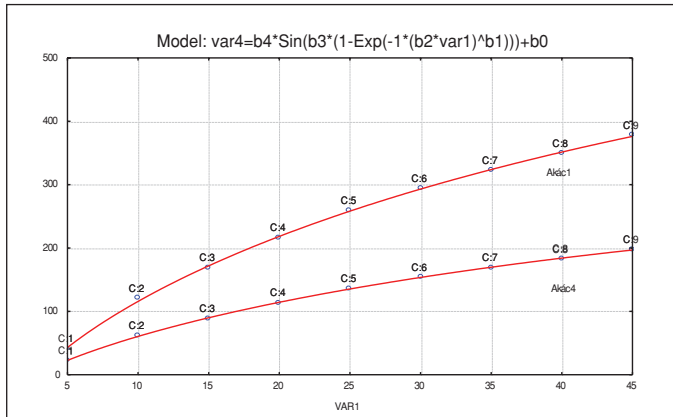
A kezdőértékeket a „Statistica 9” programtól függetlenül, az adatpárok előzetes áttekintése alapján választottuk meg, az összes esetben egyszerű becsléssel, a matematikai függvénytranszformációs szabályokra támaszkodva.



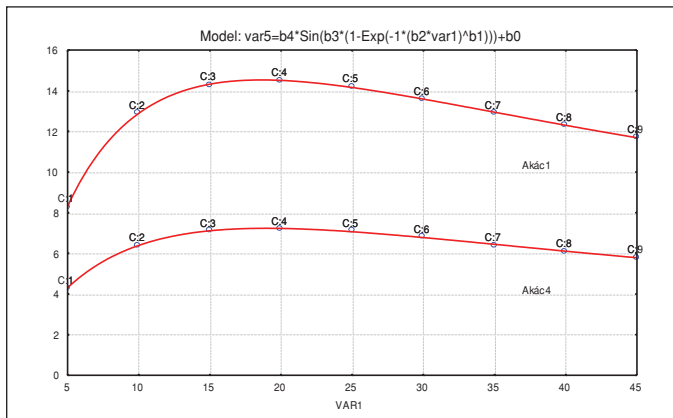
2. ábra: A fmagasság a kor függvényében
 Figure 2: Function height-age



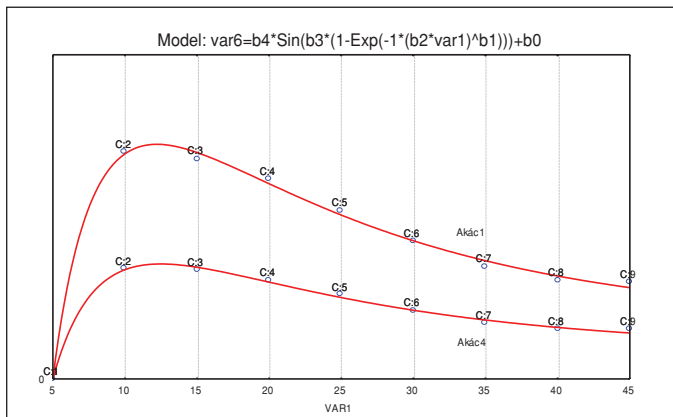
3. ábra: Az átmérő a kor függvényében
 Figure 3: Function diameter-age



4. ábra: A fatértogat a kor függvényében
Figure 4: Function volume-age



5. ábra: Az átlagnövedék a kor függvényében
Figure 5: Function average increment-age



6. ábra: A folyónövedék a kor függvényében
Figure 6: Function increment-age

A 2–6. ábrák egyértelműen mutatják, hogy a tíz különböző görbét ugyanaz a függvény adta, azonos kezdőértékek mellett, kifogástalan korrelációs együtthatóval, a görbék meglehetősen különböző alakja ellenére, aminek oka a függvény összetett alakja és az öt szereplő paraméter, valamint az adatpárokat jelző pontsorozat feltehető előzetes korrigálása, simítása. A felhasznált irodalomban (Rédei és mtsai 2011) erre nézve nincs közlés. Ha a pontsorozatot nem érinti előzetes korrigálás, a kezdőértékek meghatározása az említett szabályok szerint akkor is egyszerű. Ezzel kapcsolatban vannak az új függvényre vonatkozó alkalmazási adatok más vizsgálatokra, ami nem képezi jelen dolgozat tárgyát.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A táblázatokban megadott változók kapcsolatának szorosságát jelző korrelációs együtthatók – $0,99771 < R < 0,99999$ – a látható grafikonok görbéinek pontos illeszkedése egyértelműen megadja a lehetőséget az akác termőhelyi osztályok értékelésére. Különös tekintettel arra is, hogy a regresszióhoz alkalmazott függvény paramétereinek felhasználásával fontos jellemző számértékeket kaphatunk a megkülönböztetésre és osztályozásra a korábbiakban megadott képletek alkalmazásával:

Minden esetben $k=2; 3; 4; 5; 6$

$$\text{var}k_{\max} = b_4 + b_0 \text{ ha } b_3 > \frac{\pi}{2}$$

$$\text{var}k_{\text{végső}} = b_4 \cdot \sin b_3 + b_0$$

$$\ln \text{var}1_{\max} = \frac{1}{b_1} \ln \left(\frac{\ln 2b_3}{2b_3 - \pi} \right) - \ln b_2 \text{ ha } b_3 > \frac{\pi}{2}$$

$$\ln \text{var}1_{\text{végső}} = \frac{\ln(\ln 1000)}{b_1} - \ln b_2$$

formulákból számítva a következő értékeket kaphatjuk:

5. táblázat: A $\text{var}2=f(\text{var}1)$ esetén

Table 5: $\text{var}2=f(\text{var}1)$

	var2max(m)	var2végső(m)	var1max(év)	var1végső(év)
Akác1	–	28,8	–	123
Akác4	–	19,6	–	122

6. táblázat: A $\text{var}3=f(\text{var}1)$ esetén

Table 6: $\text{var}3=f(\text{var}1)$

	var3max(m)	var3végső(cm)	var1max(év)	var1végső(év)
Akác1	–	41,3	–	232
Akác4	–	27,3	–	182

7. táblázat: A $\text{var}4=f(\text{var}1)$ esetén

Table 7: $\text{var}4=f(\text{var}1)$

	var4max(m3)	var4végső(m3)	var1max(év)	var1végső(év)
Akác1	569	465	203	>200
Akác4	321	249	245	>200

8. táblázat: A $var5=f(var1)$ esetén

 Table 8: $var5=f(var1)$

	var5max(m3/év)	var5végső(m3/év)	var1max(év)	var1végső(év)
Akác1	14,5	6,2	18,6	305
Akác4	7,2	3,0	19,0	137

 9. táblázat: A $var6=f(var1)$ esetén

 Table 9: $var6=f(var1)$

	var6max(m3/év)	var6végső(m3/év)	var1max(év)	var1végső(év)
Akác1	18,1	3,7	12,2	118
Akác4	8,9	2,1	9,1	110

A fenti táblázatokban szereplő kulcsadatok eleve megadják a lehetőséget arra, hogy grafikus ábrázolás nélkül is egyértelműen meghatározható legyen a két termőhelyi osztály, Akác1 és Akác4 alapvető különbsége a regressziós eljárással kiszámolt konkrét értékek bemutatásával. Ezek az eredmények természetesen az eredeti kiinduló adatsorokat megjelölő szerzők (Rédei és mtsai 2011) számára adhatnak lehetőséget a továbbfejlesztésre az erdészeti szakmai kiértékelés során.

ÖSSZEFOGLALÁS

E közlemény fő témája egy új, könnyen és biztonságosan alkalmazható regressziós függvény bemutatása és valós adatsorokon való kipróbálása volt, minden részletprobléma feltárásával. Ennek alapján megállapítható:

- Az egy függő és egy független változót tartalmazó új függvény (SinAwr) regressziós statisztikai használata egyszerű a könnyen megválasztható ún. kezdőértékek miatt.
- Telítési és nem telítési jellegű adatsorokra egyaránt alkalmazható.
- A függvény a paraméterek értékeitől függően tartalmazhat 2, 1 vagy 0 inflexiós pontot.
- A regressziós illesztésből nyert paraméterekből fontos jellemző adatok számíthatók ki egyszerű módszerrel a megadottak szerint.
- A ma már széles körben elterjedt számítógépes alkalmazások miatt az eljárás gyors.
- Javasolható széles körű kísérleti alkalmazásra.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Kehl F. és Sipos B. 2009: A telítődési, a logisztikus és az életgörbe alakú trendfüggvények becslése Excel parancsfájl segítségével. *Statisztikai Szemle*, 87 (4): 381–411.
- Rédei K.; Csiha I.; Keserű Zs.; Kamandiné Végh Á. és Rásó J. 2011: Nyírségi akácokosok táji faterméstáblája. *Erdészettudományi Közlemények*, 1 (1):115–124.
- Statistica 9.: StatSoft: *Statistica* statisztikai adatelemző, analitikai szoftvercsalád

Érkezett: 2013. február 25.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Erdőtűz után

Erdőtűz után újrasarjadó növényzet a Čvrsnica oldalában (Blidinje Natúrpark, Bosznia-Hercegovina). A mediterrán és szubmediterrán térség védett, vagy védelemre érdemes vizes élőhelyeit a téli, alacsony vízszint miatt a január-februári időszakban fenyegetik tüzek, míg a hegyvidéki területek erdei leggyakrabban az aszályos, forró nyári hónapokban lobbannak lángra.

Fotó és szöveg: Nagy László

A SZEDER (*RUBUS* L.) NEMZETSÉG MODERN TAXONÓMIAI KONCEPCIÓJA

Király Gergely¹, Trávníček Bohumil² és Žila Vojtěch³

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

²Palacký University in Olomouc, Faculty of Science

³Gymnázium Strakonice

Kivonat

A több mint 700 európai fajt számláló *Rubus* L. nemzetség az edényes növények egyik legbonyolultabb taxonómiai helyzetű csoportja. A nemzetségbe néhány „hagyományos szaporodású” diploid fajon túl számos hibridogén eredetű, apomiktikus taxon tartozik, amelyek rendszerezése és értékelése hosszú időn keresztül komoly nehézségekbe ütközött. Az utóbbi 40 évben a nemzetség „Weber-i reformja” elősegítette egy új, modern fajkonceptió kidolgozását. Eszerint csak a morfológiailag egységes, nagyobb területen előforduló taxonok értékelendők faji rangon, a nem stabilizálódott és/vagy csak lokális elterjedésű alakok nem. A dolgozat áttekintést nyújt a fajkonceptió kialakulásáról, a szeder nemzetség speciális kutatási szempontjairól, valamint a csoport hazai kutatásának történetéről és aktuális feladatairól.

Kulcsszavak: *Rubus*, taxonómia, kutatási módszertan, kutatástörténet, Magyarország

MODERN RUBUS TAXONOMY

Abstract

The genus *Rubus* L. with over 700 European species belongs to the taxonomically most complicated groups of vascular plants. The representatives of the genus form a complex of few sexual diploid species and a plenty of polyploid apomixis. New morphotypes originated as result of occasional hybridization and segregation can be stabilized by renewed apomixis. Botological research was suffered from methodological and taxonomical inaccuracies for a long time, with the description of innumerable individual morphotypes, which were mainly resolved by the new, modern species concept developed in the last 40 years (“Weberian reform”). A scale of distribution extents was established and widely accepted for taxonomic classification, and only uniform morphotypes with sufficiently large distribution areas have been classified as species. The authors give an overview on development of taxonomical concepts and special methods of modern *Rubus* research beside a short summary of former and recent batological activity in Hungary.

Keywords: *Rubus*, taxonomy, methodology, history of research, Hungary



BEVEZETÉS

A szeder (*Rubus* L.) nemzetség az európai edényes növényfajok taxonómiai szempontból egyik legkritikusabb csoportjának számít, ahol a rendkívüli alakgazdagság kezelése régóta nagy feladat elé állítja a kutatókat. A rendszerezésre számos kísérlet történt, ezek felhasználhatósága sok esetben vitatható, a feldolgozások sikertelensége pedig oda vezetett, hogy egyes országokban gyakorlatilag lemondtak a szederflóra felméréséről. A szedrek számos európai erdő- és szegélytársulásban meghatározó szerepűek (Weber 2003), a másodlagos szukcessziós folyamatok fontos szereplői (Fotelli és mtsai. 2005, Mountford és mtsai 2006, Tinya és mtsai. 2009), sok esetben „gyomként” viselkednek (Cain és Shelton 2003, Willoughby és mtsai 2009), sőt eredeti hazájuktól távoli tájakon özöngyomként léphetnek fel (Evans és Weber 2003; Nobis 2008; Clark és mtsai 2012). Emiatt a velük kapcsolatos információhiány léket üt a növénytársulástani, ökológiai és erdőművelési értékeléseken is.

A nemzetségre vonatkozó magyarországi ismeretek régi forrásokon alapulnak, érdemi kutatások az elmúlt 70 évben nem folytak. A taxonómiai vizsgálatok újraindítására tett kísérleteink során világossá vált, hogy a hazai határozókulcsok (Kiss 1966; Simon 1992; 2000; Bartha 2009) alig vagy egyáltalán nem alkalmasak a fajok azonosítására. A nemzetközi irodalomban viszont számos példát találhatunk egyes területek szederflórájának sikeres felmérésére (Newton 1980; Edees és Newton 1988; Weber és Maurer 1991; Holub 1995; Weber 1995; Zieliński 2004), ezek alapján világos, hogy a nehézségek nem a „hibás” határozókulcsokra, hanem koncepcionális tényezőkre vezethetők vissza. A nemzetség több olyan vonással rendelkezik, amely kezelése speciális megközelítési módot igényel. Dolgozatunkban részben irodalmi források, részben saját tapasztalatok alapján ismertetni és értékelni kívánjuk a nemzetség rendszerezésének történetét, alapelveit, bevált kutatási módszertanának elemeit, valamint a magyarországi szederflóra kutatási előzményeit és a továbblépés lehetőségeit.

A *RUBUS* L. NEMZETSÉG SAJÁTÓSÁGAI

A kozmopolita elterjedésű nemzetség mintegy 400 szexuális úton szaporodó „hagyományos” és (szerény becslések szerint is) több mint ezer apomiktikus fajt foglal magába. A szedreknek több elterjedési centruma van, különösen fajgazdag Délkelet-Ázsia, Közép-Amerika, valamint Nyugat- és Közép-Európa. Általános jelenség, hogy a szubtrópusi-trópusi területeken a fajok a hegyvidéki területekhez kötődnek, míg a mérsékelt övben alacsonyabb régiókban is előfordulnak. A csoporton belül (Focke 1910–14 rendszere nyomán) általában 12 alnemzetséget különítenek el, ezek között előfordulnak valódi cserjék, félcserjék és évelő lágyszárúak, a fajok többségének azonban sajátos, átmeneti jellegű életformája van, mivel a föld feletti hajtások két évig élnek. Az első évben egy vegetatív hajtás fejlődik, amelynek hónaljtrügyeiből a második évben generatív hajtások alakulnak ki, majd a teljes hajtásrendszer elhal. A szedrek fontos jellemzője a zoochor terjedés, ugyanis az egyes taxonok madarak révén keletkezési centrumuktól gyorsan, nagy távolságra eljuthatnak (Mattsson és Oredsson 2009). A nemzetség további sajátossága a termőhelyi tényezőktől (pl. fényviszonyok, tápanyag-ellátottság) függő, egyeden vagy populáción belüli rendkívüli változatosság. Gyakorlatilag az összes morfológiai paraméter tág szélsőségek között változhat (tehát nem állítható, hogy a generatív bélyegek egyértelműen stabilabbak). Ugyancsak jelentősen befolyásolja az egyed megjelenését a fenofázis, valamint az egyes évek időjárása – a zömmel szubatlanti elterjedési súlypontú sect. *Rubus* L. taxonjai pl. gyakran nem is virágoznak az aszályos években (Weber 1995, 1996).

Európában négy alnemzetség fajai honosak, ezek közül az *Ideobatus* (Focke) Focke alnemzetségbe egyedül a *Rubus idaeus* L., a *Cylactis* (Rafin.) Focke alnemzetségbe a *R. arcticus* L. és *R. saxatilis* L., a monotipikus *Chamaerubus* O. Kuntze alnemzetségbe pedig a *R. chamaemorus* L. tartozik. Sokkal változatosabb a névadó *Rubus* alnemzetség, ahová a legújabb feldolgozás (Kurto és mtsai 2010) szerint több mint 700 európai fajt sorolnak – ez a csoport az, amelynek értelmezése évszázados problémaforrás. Az alnemzetség további tagolá-

sának részletes bemutatása meghaladná e dolgozat terjedelmi lehetőségeit. Tanulmányozására számos forrás közül Weber (1995) monográfiáját ajánlhatjuk a legalaposabb áttekintésként.

A *Rubus* alnemzetség képviselői kivétel nélkül a fent ismertetett, átmeneti életformatípusba tartoznak. A ma élő fajok között mindössze néhány a szexuális szaporodású diploid („primary species”), a fajok többsége hibridogén eredetű allopolyploid taxon (részben ma ismeretlen, valószínűleg a pleisztocén korszak klíma- és flóraváltozásai során eltűnt szülőfajokkal). A teljes európai szederflóra csak mintegy 30%-ára rendelkezünk kariológiai adatokkal, az eddigi tapasztalatok szerint a fajok legnagyobb része tetraploid, kevés triploid faj mellett elenyésző a penta- és hexaploid fajok aránya (Krahulcová és Holub 1997; Krahulcová és mtsai 2013). A fajok közötti szaporodási korlátok sok esetben hiányoznak, hibridizáció számos kombinációban, még a különböző alnemzetségek képviselői között is megfigyelhető. A természetben keletkező hibridogén alakok többsége gyorsan szelektálódik, egy részük azonban környezetéhez alkalmazkodva terjed, és hosszabb távon „fajjá válik”. Az apomiktikus alakokra alacsony genetikai diverzitás jellemző, körükben ritka vagy teljesen kizárt a szexuális reprodukció (Kollmann et al 2000, Šarhanová és mtsai 2012). A fajkeletkezés jelenleg is zajlik, esetenként feltehetően az antropogén hatások (pl. erdőirtások, erdőtelepítések, véletlen behurcolások és szándékolt betelepítések) is segítik a lehetséges partnerek egymásra találását. A hibridek másik típusa továbbra is szexuális úton szaporodik, s (botanikus szemmel) gyakran teljesen követhetetlen hibridsorozatokat hoz létre. Főleg ez utóbbi típus sajátossága, hogy a keletkező hibridek gyakran nem köztes jellegűek, ill. ugyanaból a keresztezésből egészen más fenotípusok is létrejöhetnek. Míg az apomiktikus alakok rendszerezésére viszonylag megbízható módszerek alakultak ki (lásd alább), utóbbiak ma is alig értékelhetők a taxonómia hagyományos eszköztárával. Az edényes fajok között hasonló jellegű folyamatok zajlottak le a szintén problémás *Alchemilla*, *Hieracium*, *Taraxacum* nemzetségek esetében. Európában a stabilizálódott (azaz morfológiai bélyegeikben konzekvensen állandó, apomiktikus szaporodású) és összefolyó alakok aránya az egyes területeken egymástól rendkívül eltérő lehet (Weber 1995; Kurtto és mtsai 2010).

Kísérletek az európai szedrek sokféleségének taxonómiai kezelésére

A nemzetség auktora Linné, aki az általa leírt „*Rubus fruticosus*”-ba a mai értelemben vett *Rubus* alnemzetség valamennyi tagját (kivéve *R. caesius* L.) beleértette. A csoport bonyolultsága elriasztotta a 18. század közepén kezdődő taxonómiai „boom” botanikusait, az első jelentősebb *Rubus*-feldolgozások csak a 19. század első felében jelentek meg. Mivel a klasszikus fajfogalom a szederfajok jelentős része esetében nem alkalmazható, s az előző fejezetben ismertetett szaporodásbiológiai sajátosságokat csak a 20. században kezdték megérteni, a szedrek rendszerezését folyamatos koncepcionális viták kísérték. Ez nem akadályozta meg az egyes szerzőket nagyszámú taxon leírásában, így az ismert taxonnevek száma úgy érte el a több ezret, hogy alapvető rendszerezési elvek maradtak tisztázatlanok. Tudománytörténeti érdekesség, hogy a szedrek kiemelkedő kutatói gyakran életművük jelentős részét a nemzetség kutatásának szentelték, s ez a tény, továbbá a csoport rendszertani sajátosságai a *Rubus*-taxonómiát külön kis tudományággá emelték („batológia”, az ógörög baton = szeder szó után).

Az elmúlt 200 évben a következő rendszerezési felfogásokkal találkozhattunk (Weber 1995; Kurtto és mtsai 2010):

- Minden egyes alak külön fajként történő értékelése. Különösen a 19. század jellemző irányvonala, amely mai ismereteink szerint szinte végtelen számú taxon leírásához vezethetne. Nevezetes példa (az egyébként máig elismert batológus) P. J. Müller három napos gyűjtőútja, melynek során 30 „új fajt” írt le (Weber 2009).
- A fajok számának csökkentése infraszpecifikus taxonok leírásával. A felfogás 19. századi próbálkozások után Sudre (1908–1913) monográfiájában érte el csúcspontját, jellemzője, hogy az egyes morfoló-



gial bélyegeken hasonló polifiletikus taxonok sokaságát mesterséges „gyűjtőfajok” alatt foglalták össze. A hihetetlen mennyiségű taxont produkáló rendszer tulajdonságait jól tükrözi vissza késői magyarországi követője, Kiss (1966) monografikus feldolgozása.

- Néhány „tőfa” („Stammart”) kijelölése, a fennmaradó alakok hibridként történő kezelése. A kezdeményező Kuntze (1867) nyomán sokáig élő felfogás, Sudre (1908–1913) is ezt az utat követte a sect. *Corylifolii* Lindley taxonjai esetében. Mai szemmel nézve a „hibrid” jelleg megállapítása a legtöbb esetben szubjektív spekuláció volt.
- A szederalakok elterjedési terület, termékenység és kariatípusok alapján történő értékelése. Alapvetését Focke (1877) monográfiája adja. Hasonló Gustaffson (1943) rendszere („primary species” = diploid, szexuálisan szaporodó alakok; „circle species” = széles elterjedésű apomiktikus taxonok; „microspecies” = lokális vagy regionális apomiktikus taxonok). A 20. század második felében ez a felfogás alapozta meg Weber „taxonómiai kompromisszumokra” törekvő rendszerét.

A „WEBER-I KOMPROMISSZUMOK”

Bár a ma elfogadott fajok részét már a 19. század elején felismerték és helyesen értelmezték, ill. egyes fontos rendszerezési szempontokat már régóta megfelelően alkalmaztak, nem túlzás azt állítani, hogy az európai szederflóra kutatása a 20. század közepére teljesen leállt, s az addig összegyűjtött ismeretek – egyetemes rendező elvek hiányában – kaotikus masszát alkottak. A kezdeti megnyugtató érzés, amelyet Sudre (1908–1913) „mindenre megoldást adó” monográfiája jelentett, hamar szertefoszlott, amikor az ott használt kulcsokat Északnyugat-Európán kívül más régiókban is alkalmazni próbálták. A kritikus szemmel dolgozó botanikusok ismételtelen problémákba ütköztek a határozás és besorolás alkalmával, s fokozatosan lemondtak a szedrek kutatásáról. A gyakorlatban ez azt jelentette, hogy a flóralisták cönológiai felvételek készítése során legfeljebb gyűjtőcsoportokat alkalmaztak (pl. a homályos tartalmú „*R. fruticosus*”-t), s nem is törekedtek a sokféleség pontosabb dokumentálására. A flóraművekben egy idő után csak a régi taxonnevek felsorolása történt meg. Erre jó példa a Flora Europaea vonatkozó fejezete (Heslop-Harrison 1968), amely Európa nagy részét tekintve az 1920-as évek ismereti szintjét képviseli. A *Taraxacum* nemzetség kivételével talán nincs más olyan fontos európai növénycsoport, amelyet ilyen hosszú ideig és ilyen mértékben „elfelejtettek” volna.

A tarthatatlan helyzet megoldásához Heinrich E. Weber több évtizedes kutatói munkássága adta a kulcsot, aki Focke 20. század eleji nézeteit és Gustaffson (1943) elgondolásait fejlesztette tovább. Már korai munkáiban (Weber 1973, 1985) rámutatott a legfontosabb tisztázandó kérdésekre, s hatására először Németországban és Nagy-Britanniában, majd máshol is új erőre kaptak a kutatások. Weber javaslatai hosszú távon életképesnek bizonyultak, ennek köszönhetően gyakran emlegetik a „batológia pápájaként”. Hasznosságukat (hasonlóan a klasszikus cönológiához) egyébként elsősorban nem elméleti megalapozottságuk, hanem gyakorlati alkalmazhatóságuk igazolja.

Weber felismerte az apomixis taxonómiai szerepét, egyszersmind rámutatott arra, hogy bizonyos csoportoknál (pl. sect. *Rubus* ser. *Hystrix* Focke és ser. *Glandulosi* [Wimmer et Grab.] Focke, valamint sect. *Corylifolii*) az apomixis kisebb jelentőségű, s a hatalmas tömegben létrejövő stabilizálatlan alakok besorolása nem kívánatos. Ez tekinthető a „Weber-i kompromisszum” első elemének: a rendszert nem duzzasztja felesleges entitásokkal.

Weber elismeri, hogy a stabilizálódott alakok elvileg faji rangon kezelhetők, de a fajszám kezelhető szinten tartása érdekében határt húz az area méretében is. Kezdetben legalább 50 km átmérőjű elterjedési területet „vélt elegendőnek” egy faj leírásához (Weber 1985), ezt később több szerző finomította (Holub 1997; Loos 2008). Jelenleg általában a 20 km-es areaátmérőt tekintik határnak, de az értékeléskor figyelembe kell venni a lokalitások denzitását is. E megállapítás (amelyet újabban többen vitatnak, lásd Ryde 2011 kérdőjeleit) képezi a második „Weber-i kompromisszum” alapját. Weber (1995) hangsúlyozza, hogy a Sudre által alkal-

mazott megközelítés (infraspecifikus alakok bevetése) a fajsám minimalizálására helytelen volt, mivel figyelmen kívül hagyta a valós rokonsági viszonyokat, és az infraspecifikus alakok bonyolult szövődékét létrehozva „inflálta” a taxonokat.

A harmadik „kompromisszum” annak a ténynek az elfogadása, hogy a besorolás döntően a morfológiai bélyegek alapján történik, az azonosításban pedig jelentős szerephez jut a gyakorlati tapasztalat és intuíció. A numerikus taxonómia bevezetősége (a rendkívüli alakváltozatosság miatt) nagyon korlátozott. Más modern vizsgálati eljárások (pl. kariológia) nem annyira a határozásban, hanem a rokonsági-fejlődéstörténeti kapcsolatok tisztázásában játszhatnak szerepet. Molekuláris módszerekkel a nemzetség képviselőit alig vizsgálták, a néhány ismert kísérlet taxonómiai módszertani próbálkozás (pl. Kraft és Nybom 1995) vagy invázióbiológiai vizsgálat (pl. Amsellem és mtsai. 2001; Clark és mtsai 2012) volt.

A fent ismertetett elvek önmagukban természetesen nem oldották meg az összes felhalmozódott kérdést. Weber (és követői) az 1970-es évektől kezdődően kiterjedt terepi kutatásokkal és herbáriumi revíziókkal tisztázták számos korábban leírt entitás státuszát (pl. Weber 1998; Matzke-Hajek 2001), ill. újabbakat írtak le – azaz a gyakorlatban is „tesztelték” az új rendszer életképességét. A korábban leírt fajok értékelése a típuspéldányok felkutatásával és újraértékelésével történt. Azon taxonok esetében, amelyekből a régi típusanyag nem volt fellelhető, a tisztázásra nem volt objektív lehetőség, ezért számos régi név (valószínűleg véglegesen) „kétes” marad.

ADALÉKOK A SZEDREK KUTATÁSI MÓDSZERTANÁHOZ ÉS A HERBÁRIUMOK SZEREPÉHEZ

A szedrek tudományos célú gyűjtésének elemei nem sokat változtak az elmúlt 200 évben. Már a korai rendszerezők felismerték, hogy a taxonok azonosításához a vegetatív (leveles) és a generatív (virágos, termésses) hajtás együttes értékelése szükséges. A legtöbb információ az élő egyedek tanulmányozásával szerezhető, de körültekintő gyűjtéssel és préseléssel a növények minimális információvesztéssel preparálhatók.

A gyűjtés módszertanát számos szakkönyv (magyar nyelven Kiss 1966 és Simon 2000) ismerteti, ezért itt a technika részletes bemutatásától eltekintünk. A szedrek terepi vizsgálata, ill. a gyűjtés és preparálás során körültekintésre és fegyelemre van szükség, a hiányos anyag gyakran alkalmatlan az azonosításra. A gyűjtés során egyértelműen meg kell győződni arról, hogy a vegetatív és generatív hajtás ugyanarról az egyedről származik-e (ez különösen a több fajból álló áthatolhatatlan cserjések esetében nehéz). Egy populációban lehetőség szerint mindig több egyedet, ill. az egyeden belül több hajtást kell megvizsgálni, s így kiválasztani a „tipikus” vegetatív és generatív hajtásokat. Legalább a ritkább fajokból mindenképpen indokolt gyűjteni (az elismert szakértők publikációit sem fogadják el megfelelő herbáriumi referencia nélkül). A képzett batológus főként az általa a terepen már felismert vagy felismerni vélt taxonokat gyűjti. Azonosítatlan egyedek csak akkor kerülnek gyűjtőmappájába, ha azonosításukra a későbbiekben esélyt lát. Ennek az előzetes válogatásnak nagy szerepe van abban, hogy a herbárium kezelhető méretű legyen, ill. ne telítődjön meghatározásra esélytelen egyedi alakokkal.

Fontos hangsúlyozni, hogy a szederfajok többsége pusztán a szövleges diagnózis vagy határozókulcsok alapján nehezen azonosítható. A napjainkban leírt fajok diagnózisa általában bőséges, a növény minden részére kiterjed, és ábraanyag is tartozik hozzá. Mégis sok esetben terepi ellenőrzésre, herbáriumi referenciaanyag vizsgálatára van szükség egyes fajok „megtanulásához”. Weber nagy érdeme (egyben gyakorlatias hozzáállásának a bizonyítéka), hogy közép-európai szakmai találkozók („*Rubus* Konzil”) sorával megteremtette a rendszeres továbbképzés és tapasztalatcsere lehetőségét.

A történeti herbáriumoknak a batológiai kutatásokban sajátos szerepük van. Számos batológus kutató gyűjtései, ha a korabeli növényanyagok jó állapotban fennmaradtak, alkalmasak a régen leírt taxonok



ellenőrzésére, így taxonómiai szempontból felbecsülhetetlen értékűek. Az „általános botanikusok” gyűjtései (legyenek ők akár más csoportok szaktekintélyei) az esetek többségében alig használhatók. Ennek leggyakoribb oka a fent leírt gyűjtési szabályok negligálása. Számos herbáriumi példány értékelhetetlen, mivel nem a megfelelő növényi részeket tartalmazza, vagy egyszerűen hiányos, vagy a begyűjtött növény egyedi (nem nagyobb populációt mintáz). A „nem batológus” gyűjtések további tulajdonsága, hogy általában a szem előtt lévő, feltűnő, gyakori alakok kerültek herbáriumba.

A felsoroltak alapján a régi herbáriumokat elsősorban taxonómiai nyomozásra, régi taxonnevek tisztázására használhatjuk; előfordulási adatok gyűjtésére, elterjedési térképek elkészítésére csekély mértékben alkalmasak. Jó példa erre a Magyar Természettudományi Múzeum növénytárának gazdag Kárpát-medencei *Rubus*-anyaga: tapasztalataink szerint a lapok legfeljebb harmada azonosítható faji szinten. A subgenus *Rubus* L. ser. *Discolores* (P. J. Müller) Focke Magyarországon kimondottan fajgazdag, mégis az e szerieszhez vonható lapok több mint 90%-a a közönséges *Rubus praecox* Bertol.-hoz tartozik – lévén ez az egyik legnagyobbra növő és legfeltűnőbb faj. A szintén elterjedt, de kevésbé feltűnő, nagy telepeket nem alkotó *Rubus montanus* Lej.-nak mindössze néhány lapját találtuk a gyűjteményben.

A RUBUS NEMZETSÉG MAGYARORSZÁGI KUTATÁSÁNAK TÖRTÉNETE

A szederflóra gazdagsága, sokfélesége hosszú ideig távol tartotta botanikusainkat a nemzetség beható tanulmányozásától. A 19. század második feléig csupán az Európa nyugati részéről leírt fajok nevei bukkantak elő a hazai flóraművekben. Ez alól kivétel a *Rubus hirtus* Waldst. et Kit., amelyet Waldstein és Kitaibel (1805) Magyarországról írt le. A Kitaibel-féle növény a subgenus *Rubus* ser. *Glandulosi* csoporthoz sorolható, azon belüli helyzete viszont már vitatott. (A gyakran *R. hirtus* agg.-ként említett gyűjtőtaxon a nemzetség egyik legváltozatosabb csoportja, nem fixálódott alakok sokaságával).

A szisztematikus kutatások megkezdése az 1870-es évek végén Borbás Vince nevéhez fűződik, aki maga majdnem 200 *Rubus*-taxon auktora. Fajai mintegy felét írta le az ország mai területéről, legfontosabb batológiai munkái regionális monográfiák részfejezetei (Borbás 1887, 1900). Kortársai közül (mint egyes régiók szedreinek kutatója) Budai József (Bükk), Heinrich Sabransky (Pozsony térsége), Simonkai (Simkovics) Lajos (Arad megye) és Waisbecker Antal (Kőszeg környéke) emelhetők ki. Külön említést érdemel Kupcsok Samu felvidéki munkája, aki egészen kis területről (Bakabánya / Pukanec környéke) több mint 180 fajt írt le mindössze két közleményben (Kupcsok 1907, Kupcsok és Kupcsok 1910) – nem véletlenül említi Holub (1997) „fajgyárosként”. Ezen kívül hatással volt a felsorolt szerzőkre, ill. a hazai batológiai ismeretekre August Hayek, Eugen Halácsy és a már említett Sabransky ausztriai tevékenysége (legfontosabb dolgozataik: Halácsy 1891; Sabransky 1915; Hayek 1916). E korszak (hasonlóan a nyugat-európai történetekhez) nálunk is útkereső jellegű volt, lezárulása időben körülbelül egybeesik Sudre (1908-1913) monográfiájának megjelenésével. A széles elterjedésű, jól karakterizálható fajok mellett hazánkban is leírtak számos helyi alakot (különösen a ser. *Glandulosi* és a sect. *Corylifolii* csoportokból). A leírások csekély hatékonyságára jellemző, hogy az e korszakból Magyarország mai területéről leírt fajok közül jelenleg egyedül a *R. clusii* Borbás-t fogadják el széles körben, valamint legfeljebb néhány további taxonnev esetében remélhetjük, hogy recens kutatások révén tisztázhatók, és „jó” fajként elfogadhatók lesznek. Ebben az időszakban összefoglaló jellegű hazai munka nem született, számos fajleírás flóraművekben „elrejtve” található.

Az 1910-es évektől külön méltatást érdemel és új korszakot jelent Gáyer Gyula batológiai tevékenysége, aki Pozsony környéki és nyugat-magyarországi kutatásai során ismételtelen szembesült elődei megválaszolatlan kérdéseivel. Kisebbségi batológiai munkái mellett nagy jelentőségű a szedermonográfiája (Gáyer 1921), amely később (módosításokkal) magyarul is megjelent a Flora Hungarica részfejezeteként (Gáyer 1924–1925). Műveiben felismerhető rendet teremtő képessége: kiszűrte az ország területéről leírt jelentéktelen helyi ala-

kok jelentős részét, a többi alakot pedig egy, a kor szintjén kimagaslóan informatív határozókulcsba foglalta össze. A kulcshoz kapcsolódva a nemzetség belső tagolását részben ma is alkalmazható módon adta meg, s korát megelőzve felismerte, hogy csak a szélesebb elterjedésű taxonok értékelendők fajként. Nem feledve Sudre érdemeit, sok esetben szkeptikusan viszonyult annak „gyűjtőfajaihoz”, és rámutatott több endemikus taxonra. Gáyer abban a szerencsés helyzetben volt, hogy még épségében láthatta a régi herbáriumokat. Szaktársai (elsősorban Boros Ádám, Margittai Antal) nagyszámú gyűjtését revideálta, véleményezte, de korai halála (1932) megakadályozta abban, hogy kutatásait kiteljesítse. Mivel legfontosabb munkája (a *Flora Hungarica Rubus*-kulcsa) magyar nyelven jelent meg, a nemzetközi irodalomban szinte semmi említést és elismerést nem találunk róla. Az *Iconographia* (Jávorka és Csapody 1929-1934, 1975) mintegy 40 *Rubus*-faj rajzát tartalmazza, ezeknek azonban több mint fele nem azonosítható egyértelműen a ma elfogadott taxonokkal, a többi felhasználását a határozásban pedig a rajzok jellege (pl. csak levéltörödékek ábrázolása) nehezíti.

A magyarországi batológiai kutatások következő időszaka jelentős visszalépésnek tekinthető. Kiss Árpád kémikus professzor kizárólag Sudre monográfiájára támaszkodva készítette el a nemzetség új kulcsát a „Magyar növényvilág kézikönyve” (Kiss 1951), majd a „Synopsis” (Kiss 1966) számára. Kiss jelentéktelen alakok szintjén sorolt be szűkebb elterjedésű, korábban Gáyer által helyesen értékelt apomiktikus taxonokat (pl. *Rubus ferox* Vest, *R. styriacus* Halácsy). A hibridogén eredetű, de már stabilizálódott fajokat tartalmazó sect. *Corylifolii* taxonjait továbbra is tipikus hibridként ismerteti. Munkáiban részletekbe menően vázolja a fajok hazai elterjedését, de adatforrásai kétségesek, mivel nevéhez alig fűződnek herbáriumi revíziók, és a fentiekén kívül nem is publikált a témában. A Synopsis későbbi kötetei tesznek ugyan nomenklaturai kiegészítéseket, tényleges újítást azonban nem tapasztalhatunk. Soó (1980) taxonlistája képezte az alapját Simon (1992, 2000) határozókulcsainak, amelyben egyszerűsítési kísérletként csak az „elterjedtebb és megfoghatóbb fajok” szerepeltek. A legújabb határozókönyvben (Bartha 2009) már csak a gyűjtőcsoportok (elsősorban sorozatok) kulcsba foglalása volt a cél. A helyzet zsákutca jellegét mindennél beszédesebben mutatja, hogy az elmúlt évtizedekben alig történt próbálkozás batológiai vizsgálatokra (pl. Petrovics 1985). Személyes tapasztalataink alapján a recens hazai terepbotanikai gyakorlat a *Rubus* alnemzetségből egyedül a *R. caesius*-ról (és alkalmanként a *R. canescens* DC.-ről) vesz tudomást, a többi taxont „*R. fruticosus*”-ként foglalja össze.

Bár a modern batológia eredményei már az 1970-es évektől hozzáférhetőek voltak, s ekkortól kezdve már a térség több országában komoly előrelépések történtek (Leute és Maurer 1977; Holub 1991, 1992, 1995; Maurer és Drescher 2000; Zieliński 2004), újabb hazai fejleményről a legutóbbi évekig nem számolhatunk be. Jelen dolgozat szerzői az Atlas Florae Europaeae szerkesztési munkálatai során szembesültek a magyarországi helyzet ellentmondásaival. 2008–2010 között nagy vonalakban megvalósult a korábbi ismeretanyag felülvizsgálata, melynek eredményeként majdnem 50, Soó (1980) listáján szereplő faj hazai előfordulását töröltük, míg 10, korábban nem közölt, zömmel az elmúlt 20 évben leírt faj előfordulását mutattuk ki (Király és mtsai 2010). Az előrelépés ellenére számos megoldásra váró kérdés maradt. A fontosabb kutatási feladatok között említhető a hazai herbáriumok *Rubus*-anyagának revíziója, különös tekintettel a Magyarországról leírt taxonokra. Sajnálatos, valószínűleg később sem orvosolható gondot jelent Borbás és Gáyer herbáriumainak szinte teljes megsemmisülése – e jelentős szerzőktől csupán elvétve találunk lapokat a gyűjteményekben. További prioritás a hazai szederflóra terepi kutatása, az egyes fajok elterjedésének részletes vizsgálata, végül a már megtalált regionális alakok (feltehetően a tudományra új apomiktikus fajok) értékelése.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Király Gergely munkáját az OTKA 67666 és TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004, Bohumil Trávníček kutatásait a Czech Science Foundation (no. 206/08/0890) pályázatok segítették.



FELHASZNÁLT IRODALOM

- Amsellem L.; Noyer J. L. and Hossaert-McKey M. 2001: Evidence for a switch in the reproductive biology of *Rubus alceifolius* (Rosaceae) towards apomixis, between its native range and its area of introduction. *American Journal of Botany* 88: 2243–2251.
- Bartha D. 2009: *Rubus* L. Szeder. 204–206. In: Király G. (szerk.): Új magyar fűvészkönyv. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő.
- Borbás V. 1887: Vas vármegye növényföldrajza és flórája. Vas megyei Gazdasági Egyesület, Szombathely.
- Borbás V. 1900: A Balaton flórája. A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete. Magyar Földrajzi Társaság, Budapest.
- Cain M. D. and Shelton M. G. 2003: Fire effects on germination of seeds from *Rhus* and *Rubus*: competitors to pine during natural regeneration. *New Forests*, 26: 51–64.
- Clark L. V.; Evans K. J. and Jasieniuk M. 2012: Origins and distribution of invasive *Rubus fruticosus* L. agg. (Rosaceae) clones in the Western United States. *Biological Invasions*, DOI: 10.1007/s10530-012-0369-8.
- Edees E. S. and Newton A. 1988: *Brambles of the British Isles*. The Ray Society, London.
- Evans K. J. and Weber H. E. 2003: *Rubus anglocandicans* (Rosaceae) is the most widespread taxon of European blackberry in Australia. *Australian Systematic Botany*, 16: 527–537.
- Focke W. O. 1877: *Synopsis Ruborum Germaniae*. Naturwiss. Verein zu Bremen, Bremen.
- Focke W. O. 1910–1914: *Species Ruborum*. Monographiae generis Rubi Prodrumus. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Fotelli M.; Rudolph P.; Rennenberg H. and Geßler A. 2005: Irradiance and temperature affect the competitive interference of blackberry on the physiology of European beech seedlings. *New Phytologist*, 165: 453–462.
- Gáyer Gy. 1921: *Prodrumus der Brombeerenflora Ungarns*. *Magyar Botanikai Lapok*, 20: 1–45.
- Gáyer Gy. 1924–1925: *Rubus* L. Szeder. 485–518. In: Jávorka S.: *Magyar Flóra (Flora Hungarica)*, Studium, Budapest.
- Gustaffson Å. 1943: The genesis of the European blackberry flora. *Lunds Univ. Årsskr., Nov. ser.*, 39: 1–200.
- Halácsy E. 1891: *Oesterreichische Brombeeren*. *Verhandlungen der zool.-bot. Gesellschaft Wien*, 41: 197–294.
- Hayek A. 1916: *Zur Kenntnis der Rubus-Flora des Semmeringgebietes in Niederösterreich*. *Verhandlungen der zool.-bot. Gesellschaft Wien*, 66: 438–462.
- Heslop-Harrison Y. 1968: *Rubus* L. 7–25. In: Tutin T. G.; Heywood V. H.; Burges N. A.; Moore D. M.; Valentine D. H.; Walters S. M.; Webb D. A.; Ball P. W., Chater A. O. and Ferguson I. K. (eds): *Flora Europaea 2*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Holub J. 1991: Eight new *Rubus* species described from Czech Republic. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 26: 331–340.
- Holub J. 1992: A preliminary checklist of *Rubus* species occurring in the Czech Republic. *Preslia*, 64: 97–132.
- Holub J. 1995: *Rubus* L. ostružiník (maliník, moruška, ostružinec, ostružiníček). 54–206. In: Slavík B. (ed.) *Květena České republiky 4*, Academia, Praha.
- Holub J. 1997: Some considerations and thoughts on the pragmatic classification of apomictic *Rubus* taxa. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.*, 23: 147–155.
- Jávorka S. és Csapody V. 1929–1934: *A magyar flóra képekben*. *Iconographia Florae Hungaricae*. K. M. Természettudományi Társulat, Budapest.
- Jávorka S. és Csapody V. 1975: *Iconographia florae partis Austro-Orientalis Europae Centralis*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Király G.; Kurtto A.; Maurer W.; Trávníček B.; Weber H. E. and Žíla V. 2010: New records of *Rubus* from Hungary. 33–316. In: Kurtto A.; Weber H. E.; Lampinen R. and Sennikov A. N. (eds): *Atlas Florae Europaeae*. Distribution of Vascular Plants in Europe, Rosaceae (*Rubus*) 15. The Committee for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Kiss Á. 1951: *Rubus* L. Szeder. 251–270. In: Soó R. és Jávorka S.: *A magyar növényvilág kézikönyve*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kiss Á. 1966: *Rubus* L. Szeder. 125–189. In: Soó R.: *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve 2*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kollmann J.; Steinger T. and Roy B. A. 2000: Evidence of sexuality in European *Rubus* (Rosaceae) species based on AFLP and allozyme analysis. *American Journal of Botany*, 87: 1592–1598.

- Kraft T. and Nybom H. 1995: DNA fingerprinting and biometry can solve some taxonomic problems in apomictic blackberries (*Rubus* subgen. *Rubus*). *Watsonia*, 20: 329–343.
- Krahulcová A. and Holub J. 1997: Chromosome number variation in the genus *Rubus* in the Czech Republic. I. *Preslia*, 68: 241–255.
- Krahulcová A.; Trávníček B. and Šarhanová P. 2013: Karyological variation in the genus *Rubus*, subgenus *Rubus*: new data from the Czech Republic and synthesis of the current knowledge of European species. *Preslia*, 85: 19–39.
- Kuntze O. 1867: Reform deutscher Brombeeren. Beitrage zur Kenntnis der Eigenschaften der Arten und Bastarde des Genus *Rubus* L. W. Engelmann, Leipzig.
- Kupcsok S. 1907: Adatok Bakabánya *Rubusainak* ismeretéhez. *Magyar Botanikai Lapok* 6: 239–267.
- Kupcsok S. és Kupcsok S. T. 1910: Újabb adatok Bakabánya és vidéke *Rubusainak* ismeretéhez. *Magyar Botanikai Lapok*, 9: 199–275.
- Kurto A.; Weber H. E.; Lampinen R. and Sennikov A. N. (eds) 2010: Atlas Florae Europaeae. Distribution of vascular plants in Europe. 15. Rosaceae (*Rubus*). The Committee for Mapping the Flora of Europea & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Leute G. H. und Maurer W. 1977: Zur Verbreitung einiger Brombeerarten (*Rubus*, Sectio *Eufruticos*) in Kärnten. *Carinthia* II, 167(87): 277–321.
- Loos G. H. 2008: Pflanzengeographische Beiträge zur chorologischen, taxonomischen und naturschutzfachlichen Bewertung der Sippendiversität agamospermer (apomiktischer) Blütenpflanzenkomplexe: Das Beispiel *Rubus* subgenus *Rubus* (Rosaceae). Dissertation, Fakultät Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum.
- Mattsson T. and Oredsson A. 2009: Fransk björnbär och knölbjörnbär nya för Sverige. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 103: 13–23.
- Matzke-Hajek G. 2001: Revision and typification of brambles (*Rubus* L., Rosaceae) described by P. J. Müller from the Weissenburg region and the Palatinate (France and Germany). *Candollea*, 56: 171–195.
- Maurer W. und Drescher A. 2000: Die Verbreitung einiger Brombeerarten (*Rubus* subgen. *Rubus*) in Österreich und im angrenzenden Slowenien. *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark*, 130: 141–168.
- Mountford E.; Savill P. S. and Bebbler D. P. 2006: Patterns of regeneration and ground vegetation associated with canopy gaps in a managed beechwood in southern England. *Forestry*, 79: 389–408.
- Newton A. 1980: Progress in British *Rubus* studies. *Watsonia*, 13: 35–40.
- Nobis M. 2008: Ausbreitung gebietsfremder Arten: Invasive Neophyten auch im Wald? *Wald und Holz*, 2008/8: 46–49.
- Petrovics Zs. 1985: A Barcsi Borókás Tájvédelmi Körzet *Rubus*sairól. *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat*, 5: 51–58.
- Ryde U. 2011: Arguments for a narrow species concept in *Rubus* sect. *Corylifolii*. *Nordic Journal of Botany* 29: 708–721.
- Sabransky H. 1915: Beiträge zur Kenntnis der steirischen *Rubus*flora. *Mitt. Naturwiss. Ver. Steiermark*, 52: 253–291.
- Šarhanová P.; Vašut R. J.; Dančák M.; Bureš P. and Trávníček B. 2012: New insights into the variability of reproduction modes in European populations of *Rubus* subgen. *Rubus*: how sexual are polyploid brambles? *Sexual Plant Reproduction*, 25: 319–335.
- Simon T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Simon T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soó R. 1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve 6. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Sudre H. 1908–1913: *Rubi Europae vel Monographia Iconibus illustrata Ruborum Europae*. Librairie des sciences naturelles, Paris.
- Tinya F.; Mihók B.; Márialigeti S.; Mag Zs. and Ódor P. 2009: A comparison of three indirect methods for estimating understorey light at different spatial scales in temperate mixed forests. *Community Ecology*, 10: 81–90.
- Waldstein F. és Kitaibel P. 1805: *Descriptiones et icones plantarum rariorum Hungariae* 2. Vindobonae.
- Weber H. E. 1973: Die Gattung *Rubus* L. (Rosaceae) im nordwestlichen Europa. *Phanerogamarum Monographiae* 7, Lehre.
- Weber H. E. 1985: *Rubi Westfalici. Die Brombeeren Westfalens und des Raumes Osnabrück (Rubus L., Subgenus Rubus)*. Westf. Museum Naturk., Landschaftsverband, Münster.
- Weber H. E. 1995: *Rubus*. 284–595. In: Weber H. E. (ed.): *Gustav Hegi, Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Ed. 3, Vol. 4/2A., Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Oxford.



- Weber H. E. 1996: Former and modern taxonomic treatment of the apomictic *Rubus* complex. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 31: 373–380.
- Weber H. E. 1998: Bislang nicht typisierte Namen von *Rubus*-Arten in Mitteleuropa. *Feddes Repertorium*, 109: 393–406.
- Weber H. E. 2003: *Gebüsche, Hecken, Krautsäume*. Ulmer, Stuttgart.
- Weber H. E. 2009: *Batologici europaei illustrati et breviter descripti*. [Http://www.flora-deutschlands.de/Publikationen/batognosten.pdf](http://www.flora-deutschlands.de/Publikationen/batognosten.pdf)
- Weber H. E. und Maurer W. 1991: Kommentierte Checkliste der in Österreich nachgewiesenen Arten der Gattung *Rubus* L. (Rosaceae). *Phyton (Austria)*, 31: 67–79.
- Willoughby J.; Balandier P.; Bentsen N. S.; McCarthy N. and Claridge D. (eds) 2009: *Forest vegetation management in Europe: current practice and future requirements*. COST Office, Brussels.
- Zieliński J. 2004: The genus *Rubus* (Rosaceae) in Poland. *Polish Botanical Studies*, 16: 1–300.

Érkezett: 2013. február 20.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.

BÜKKÖS ÉS LUCOS ÁLLOMÁNYOK MOHAKÖZÖSSÉGEINEK ÖSSZEHASONLÍTÁSA A SOPRONI-HEGYSÉGBEN

Szűcs Péter és Bidló András

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Kutatásuk keretében a szerzők a soproni-hegységi kultúr lucos és őshonos bükkös állományok mohafőráját értékelték és hasonlították össze. A bükkös állományok talajszintjében a legnagyobb borítása a *Hypnum cupressiforme*-nak van, melyet a talajlakó *Atrichum undulatum* és a *Dicranella heteromalla* követnek. A lucos állományokban a *Brachythecium velutinum* dominál a legjobban, melytől borításban jelentősen elmarad a *Brachythecium rutabulum* és a *Fissidens taxifolius*. Összességében a bükkösök mohaborítása nagyságrendileg kétszerese a lucosok mohaszintjének, ugyanakkor mindkét állománytípusban csekély a mért összborításérték. A soproni-hegységi bükkös és lucos erdőállományok közel felében nincs érdemi mohaborítás. Mindkét állományban a leggyakoribb faj a *Hypnum cupressiforme* és a *Brachythecium velutinum*. Az őshonos bükkös állományok mohafőrája gazdagabb a hasonló termőhelyekre telepített kultúr lucosokénál, bár a fajkészletben jelentős átfedés tapasztalható. Összességében az egykori őshonos bükkösök helyén végzett lucfenyő-telepítések kedvezőtlenül hatottak a mohadiverzitásra.

Kulcsszavak: mohaborítás, fajkészlet, fajgazdagság, telepített lucosok, bükkösök, Soproni-hegység

COMPARISON OF BRYOPHYTE COMMUNITIES IN NORWAY SPRUCE (*PICEA ABIES*) AND BEECH (*FAGUS SYLVATICA*) FOREST STANDS IN SOPRON HILLS (NW-HUNGARY)

Abstract

Coverage, richness and composition of bryophytes were compared between spruce and beech forest stands in the Sopron Hills. The highest coverage of bryophytes species in beech forests had *Hypnum cupressiforme*, which was followed by terricolous species like *Atrichum undulatum* and *Dicranella heteromalla*. The most dominant species in the spruce stands was *Brachythecium velutinum*; *Brachythecium rutabulum* and *Fissidens taxifolius* had slightly lower cover. The cover of bryophytes in beech stands was twice as high as in spruce stands. The total bryophyte coverage was very small in both forest types. The proportion of stands without bryophytes was the same in beech and spruce forest stands. Greater richness of bryophyte was found in beech stands than in spruce stands. The most frequent species were *Hypnum cupressiforme* and *Brachythecium velutinum* in both forest stands. The bryophyte flora was richer in native beech forests, than in spruce stands, which were planted on natural beech forests sites. However, the bryophyte composition of beech and spruce stands show considerable similarity. Generally, the older spruce plantations had unfavorable effect on the bryophyte diversity.

Keywords: bryophyte coverage, richness and composition, planted spruce and native beech forests, Sopron Hills

BEVEZETÉS

A különböző fajaj-összetételű erdőállományok mohafldrájának, diverzitásának és talajfelszín-borításának összehasonlításával viszonylag kevés irodalom foglalkozik nemzetközi és hazai szinten egyaránt. Augusto és mtsai (2003) hasonló abiotikus adottságú erdőkben, köztük lucos és bükkös állományokban vizsgálták a lágyszárú- és mohaszintet. A legtöbb mohafajt a vizsgált 6 különböző erdőállomány közül a lucos állományokban azonosították. Kimutatták, hogy a lucosok flórájában több a tipikusan tápanyagszegény és savanyú termőhelyet jelző faj, mint a bükkösökben. Lettországi erdők mohaközösségének összetételét kutatta Strazdina (2010) az erdőállományok és az szubsztrát tulajdonságok függvényében. Állítása szerint a fajösszetételt és gazdagságot döntően az erdőállományok kora, az állományalkotó fajaj, a talajnedvesség és az aljzat kémhatása határozza meg.

Európai bükkösök biodiverzitását vizsgálták Brunet és mtsai (2010) az erdőgazdálkodás függvényében. Megállapításuk szerint a savanyú kémhatású talajon álló bükkösök gyakran szegényes lágyszárú flórával és nem ritkán fajgazdag moha és zuzmó közösséggel rendelkeznek. A bükkfa kérgének fizikai és kémiai jellemzői a faegyedek korával és nagyságával együtt változnak. A faegyedek kora és törzsének átmérője erősen korrelál a kéreglakó fajok kompozíciójával (Gustafsson és mtsai 1992; Aude és Poulsen 2000; Friedel és mtsai 2006).

Humphrey és mtsai (2000) kultúrerdők biodiverzitását hasonlították össze Nagy-Britanniában. A mohafldrára vonatkozóan azt állapították meg, hogy a kultúr- és őshonos erdők fajgazdagsága között nincsen jelentős eltérés. Véleményük szerint az állománytípus jóval inkább meghatározza a mohadiverzitást, mint a klimatikus adottságok. Ugyanígy a lucosok mohafldrája általában gazdagabb a többi fenyves állományhoz képest, függetlenül a klímaövezettől. Más vidékeken végzett kutatások is összhangban állnak a fenti állítással, miszerint a lucosok kedvezőbb élőhelyet nyújtanak a moháknak, mint más fenyves állományok (Esseen és mtsai 1997; Augusto és mtsai 2003).

Hazai erdőtársulásaink és -állományaink mohaborításáról és mohafldrájáról és a fajok gyakoriságáról viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk. Boros (1964, 1968) és Orbán és Vajda (1983) alapműve egyes fajok élőhelyeként említi erdőtársulásokat és -állományokat, de ezek mohafldrájának leírására ezek az irodalmak (témájukból adódóan) nem térnek ki. Boros (1944, 1953, 1959) számos növényfldrrajzi jellegű munkája az edényes vegetáció mellett részleges leírásokat közöl egyes élőhelyek és társulások mohavegetációjáról. Debreczy (1968) a mohafajok szerepét kutatta egyes Balaton-felvidéki növénytársulások szukcessziójában. Simon (1970, 1971) zempléni-hegységi erdők vizsgálata során kimutatta, hogy egyes lomboserdők és fenyvesek mohacönózisai eltérnek egymástól, és jellemzőek az adott társulásra.

A hazánk erdőtársulásait, élőhelyeit és vegetációtípusait feldolgozó összefoglaló írások (Bartha és mtsai 1995; Kevey 2008; Bölöni és mtsai 2011) és egyéb cönológiai munkák (pl. Pócs és mtsai 1958) szintén említik az egyes erdőtársulások mohaszintjét, de csupán nagyvonalúan becslik a borítást és fajkészletet, nem támaszkodnak kvantitatív mérésekre, főleg karakterfajokat adnak meg, és eltekintenek a részletesebb fajlista megadásától is.

Orbán (1995) erdei növénytársulások értékelésének kulcsát adja meg mohafldrájuk alapján. További adatok szerepelnek számos mohafldrászti publikációban, melyek szintén csak az adott taxon élőhelyeként jelölik meg az egyes társulásokat és erdőállományokat. Orbán és mtsai (2009) a Bükk hegység szilikátos kőzetű területein élő növénytársulásoknak (köztük acidofil bükkösök) a mohaközösségét és borítását vizsgálták. Ódor (2000), illetve Ódor és mtsai (2002) munkái tájfldrajzilag a Kékes Észak Erdőrezervátumhoz, illetve az Őrséghez kötődnek, és leíró jellegű ismertetést adnak egyes élőhelyek és erdőállományok mohavegetációjáról. Márialigeti és mtsai (2007, 2009) szintén foglalkoznak Őrségi elegyes erdők mohaborításával és egyes mohafajok gyakoriságával.

A hazai irodalmi források ismeretében megemlítendő, hogy a hazai kultúrfeenyves állományok mohafldrájáról kevés ismerettel rendelkezünk, annak ellenére, hogy egyes telepített feenyveseink (köztük lucosaink) mo-

haszintje diverz képet mutat (Szűcs 2007, 2008; Németh 2008). Hazai bükkös állományaink mohaközösségeinek diverzitásáról és kompozíciójáról számos ökológiai jellegű publikáció szolgáltat friss adatokat (Ódor és Standovár 2001; Ódor és van Hees 2004; Ódor és mtsai 2006; Standovár és mtsai 2006).

A Soproni-hegység mohafldróját Szövényi és mtsai (2001) flóraműve ismerteti, akik munkájuk során a hegységi bükkösöket és lucosokat is vizsgálták.

Munkánk célja az volt, hogy összehasonlítsuk és értékeljük a soproni-hegységi kultúrlucos és az őshonos bükkös állományok mohaborítását, fajgazdagságát és fajkészletét.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Soproni-hegység különböző pontjain – random bolyongásos módszerrel – 30–30 db, 30×30 m-es (nagy) kvadrátot jelöltünk ki lucos és bükkös állományokban. A faállományok kiválasztásánál szem előtt tartottuk, hogy kiterjedésük megfeleljen a 30×30 m-es területnek, az elegyfajok aránya kellően alacsony legyen (<20%), valamint az állomány magassága nagyobb legyen 10 méternél. A kijelölt állományokban 5 db 1×1 m-es (kis) kvadrátot jelöltünk ki véletlenszerűen. Az elhajtott kisásó adta a kvadrát középpontját, melytől mérőszalag segítségével mértük ki a 4 égtáj irányába az 50 cm-t. Ezekben a kis kvadrátokban jegyeztük fel a talajon élő fajok borítási értékét, melyet vonalzó segítségével becsültünk, valamint mintát gyűjtöttünk határozás céljából. A nagy kvadrátokban külön mértük fel a talajlakó, a kéreglakó és a korhadéklakó mohákat, ami alapján megkaptuk az erdőállományok fajlistáját.

A terepi begyűjtés során feljegyeztük a gyűjtés idejét és helyét. (Az 1. ábrán feltüntetett gyűjtési pontok GPS-koordinátái és leírásai a szerzők birtokában vannak, ebben az írásban ezeket nem tüntettük fel.) A határozáshoz fénymikroszkópot, határozókönyveket és kiegészítő eszközöket (pl. csipesz, tárgylemez) használtunk. A mohataxonokat a következő határozókönyvek és -kulcsok alapján határoztuk meg: Orbán és Vajda (1983), Smith (1990, 2004), Lewinsky-Haapasaari (1995). A „nehézséget okozó” fajok meghatározásához és ellenőrzéséhez Peter Erzberger és Papp Beáta segítségét vettük igénybe. A mohák elnevezései Papp és mtsai (2010) munkáját követik. A fajnevek rövidítéséhez a következő névkódokat használtuk:

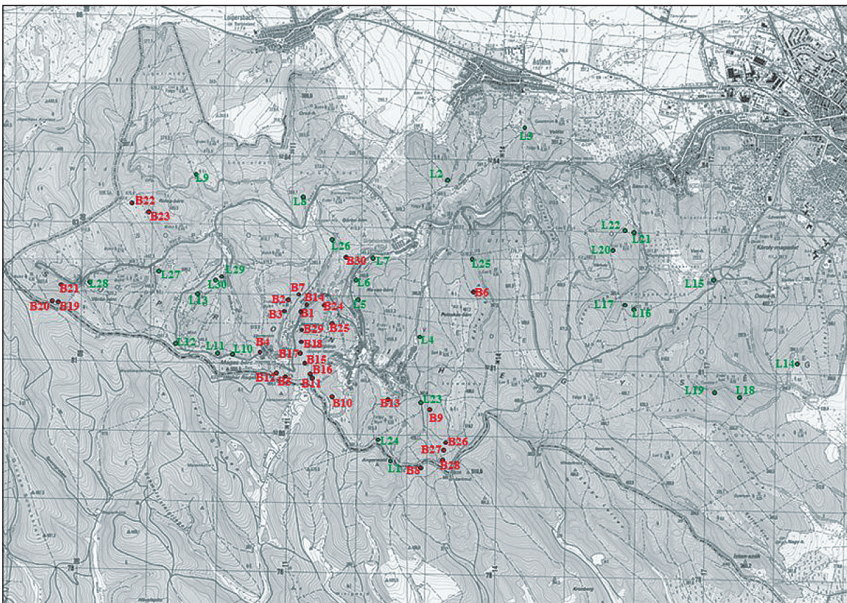
ANOATT – *Anomodon attenuatus* (Hedw.) Huebener; AMBSER – *Amblystegium serpens* (Hedw.) Schimp.; ATRANG – *Atrichum angustatum* (Brid.) Bruch et Schimp.; ATRUND – *Atrichum undulatum* (Hedw.) P. Beauv.; BRAPOP – *Brachythecium populeum* (Hedw.) Schimp.; BRARUT – *Brachythecium rutabulum* (Hedw.) Schimp.; BRASAL – *Brachythecium salebrosum* (F. Weber et D. Mohr) Schimp.; BRAVEL – *Brachythecium velutinum* (Hedw.) Schimp.; BRYCAP – *Bryum capillare* Hedw. ; BRYMOR – *Bryum moravicum* Podp. ; BRYRUB – *Bryum rubens* Mitt. ; CEPBIC – *Cephalozia bicuspidata* (L.) Dumort. ; CERPUR – *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid.; CAMPOL – *Campylium polygamum* (Schimp.) C. E. O. Jensen; DICNET – *Dicranella heteromalla* (Hedw.) Schimp.; DICMON – *Dicranum montanum* Hedw.; DICPOL – *Dicranum polysetum* Sw.; DICSCO – *Dicranum scoparium* Hedw.; DICTAU – *Dicranum tauricum* Sapjegin; DIPFOL – *Diphyscium foliosum* (Hedw.) D. Mohr ; DITCYL – *Ditrichum cylindricum* (Hedw.) Grout; DICPUS – *Ditrichum pusillum* (Hedw.) Hampe; EURANG – *Eurhynchium angustirete* (Broth.) T. J. Kop.; EURHIA – *Eurhynchium hians* (Hedw.) Sande Lac. ; EURPUL – *Eurhynchium pulchellum* (Hedw.) Jenn. ; EURSCH – *Eurhynchium schleicheri* (R. Hedw.) Jur.; EURSTR – *Eurhynchium striatum* (Hedw.) Schimp.; FISBRY – *Fissidens bryoides* Hedw. ; FISTAX – *Fissidens taxifolius* Hedw.; FRUDIL – *Frullania dilatata* (L.) Dumort.; HERSEL – *Herzogiella seligeri* (Brid.) Z. Iwats.; HYPCUP – *Hypnum cupressiforme* Hedw.; HYPPAL – *Hypnum pallescens* (Hedw.) P. Beauv.; ISOALO – *Isoetecium alopecuroides* (Dubois) Isov.; LESPOL – *Leskea polycarpa* Ehrh. ex Hedw.; LEUJUN – *Leucobryum juniperoideum* (Brid.) Müll. Hal. ; LOPHET – *Lophocolea heterophylla* (Schrad.) Dumort. ; METFUR – *Metzgeria furcata* (L.) Dumort. ; MNISTE – *Mnium stellare* Hedw. ; MNITHO – *Mnium*

thomsonii Schimp.; ORTPAL – *Orthotrichum pallens* Bruch ex Brid.; ORTSPE – *Orthotrichum speciosum* Nees; ORTSTRI – *Orthotrichum striatum* Hedw.; ORTSTRA – *Orthotrichum stramineum* Hornsch. ex Brid.; PLAAFF – *Plagiomnium affine* (Blandow) T. J. Kop.; PLACAV – *Plagiothecium cavifolium* (Brid.) Z. Iwats.; PLACUR – *Plagiothecium curvifolium*; PLADEN – *Plagiothecium denticulatum* (Hedw.) Schimp.; PLAELL – *Plagiomnium ellipticum* (Brid.) T. J. Kop.; PLALAE – *Plagiothecium laetum* Schimp.; PLANEM – *Plagiothecium nemorale* (Mitt.) A. Jaeger; PLAREP – *Platygyrium repens* (Brid.) Schimp.; PLEACU – *Pleurodium acuminatum* Lindb.; PLESUB – *Pleurodium subulatum* (Hedw.) Rabenh.; POHMEL – *Pohlia melanodon* (Brid.) A. J. Shaw; POHNUT – *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb.; POLFOR – *Polytrichum formosum* Hedw.; PSENER – *Pseudoleskeella nervosa* (Brid.) Nyholm; PTEFIL – *Pterigynandrum filiforme* Hedw.; PYLPOL – *Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp.; RADCOM – *Radula complanata* (L.) Dumort.; RHIPUN – *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T. J. Kop.; SCLPUR – *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr.; TETPEL – *Tetraphis pellucida* Hedw.; THUTAM – *Thuidium tamariscinum* (Hedw.) Schimp.; TORSUB – *Tortula subulata* Hedw.; ULOCRI – *Ulota crispa* (Hedw.) Brid.

Az erdészeti adattár adatai alapján leválogattuk a kiválasztott bükkös és lucos állományokat (kivéve 1 bükkös és 1 lucos állományt, melyek Ausztria területéhez tartoznak) a tengerszintfeletti magasság, a lejtők, a fekvés, a talajadottságok (genetikai talajtípus, termőréteg-vastagság, fizikai féleség), az elegyarány, a záródás és az állományok kora változók alapján.

A lucos és bükkös állományok mohafldrájának összehasonlításához az állományokban felvételezett fajok adataiból gyakoriságot számoltunk külön a három mikroélelhelyre vonatkozóan úgy, hogy az egyes fajok előfordulásának számát az állományok számával (30) osztottuk, és szoroztuk százal. Az egész állományra vonatkozó gyakoriság esetében az állományokhoz rendelhető 3 mikroélelhely összege adta az osztószámot (90).

A bükkös és lucos állományok borításának összehasonlítására t-próbát végeztünk. Mintavételi egységnek a nagy kvadrátokat (30x30 m), függő változóknak a borítást tekintettük.



1. ábra: A lucos (L) és bükkös (B) állományokban felvett mintavételi pontok elhelyezkedése a Soproni-hegységben (vörös: bükkös, sötétzöld: lucos faállományok)

Figure 1: Sampling points in spruce (L) and beech (B) forests in Sopron Hills (red: beech, dark-green: spruce)

A kutatási terület ismertetése

A Soproni-hegység az Alpok hegységrendszer ÉK-i, alacsonyabb fekvésű, középhegység jellegű nyúlványa. Geomorfológiailag két, viszonylag jól elkülönülő főbb részből áll. ÉK-i részét paleozoós rögökből álló kristályos pala alapkőzet alkotja, míg fennmaradó (nagyobb kiterjedésű) részein a kristályos palát harmad- vagy negyedidőszaki rétegek fedik. Az alluviális üledékek a patak völgyekben csekély kiterjedésűek, a Soproni-medencében viszont jelentős a borításuk. A gneiszen és a csillámpalán álló erdők alatt elsősorban barna erdőtalajok, így erősen savanyú nem podzolos barna erdőtalaj, podzolos barna erdőtalaj és agyagbemosódásos barna erdőtalaj képződött (Fülöp 1990; Király 2004; Dövényi 2010). A hegység hűvös-csapadékos éghajlatú, leginkább szubalpin jellegű területei a Hidegvíz-völgyben és a Brennebergbánya körüli völgyekben találhatók. A nyugati részen 8,5 °C, a keleti részeken 9,0 °C az évi középhőmérséklet, míg a vegetációs időszaki sokévi átlag 15,5 °C. Az évi csapadékösszeg kb. 750 mm, ebből 450 mm hullik tenyészidőszakban. A hegység belsejében csak alacsony vízhozamú patakok találhatók. Közülük kiemelendő a Rák-patak, melynek völgye a hegyvidék hazai oldalát szabályosan kettéosztja, illetve a hegység DK-i oldalán a Kecse-patak. A hegység potenciális, klímazonális vegetációtípusát a nyugat-dunántúli bükkösök, illetve a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek jelentik. Az 1950-es évek elején végzett nagyléptékű hazai fenyves telepítések a Soproni-hegységet sem kerültkék el. Részben ebben az időszakban telepítették a hegyvidéki lucos állományokat is, melyek elsősorban őshonos bükkösök helyére kerültek (Földes 1955). A hegység aktuális vegetációjában rendkívül nagy a fenyves állományok aránya: az erdőterület több mint 50%-át alkotják (Király 2004; Dövényi 2010).

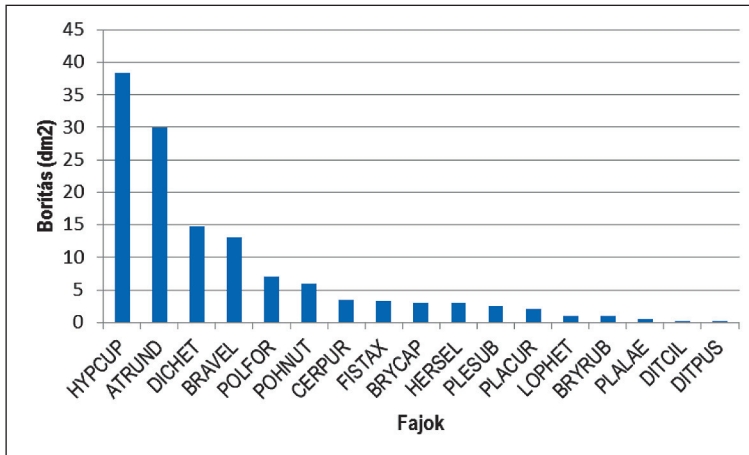
Az erdészeti adattár adatai alapján a fenti változók közül a tengerszintfeletti magasság, a genetikai talajtípus, a termőréteg-vastagság, a fizikai féleség tekintetében csak kis eltérés mutatkozik a kétféle állomány között, tehát közelítőleg azonosak a termőhelyi adottságaik a vizsgált bükkösöknek és lucosoknak. Ugyanakkor jelentősen eltér az állományok kora, a bükkösök átlagéletkora közelítőleg 100, a lucosoké pedig 50 év.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Összességében 14 bükkös állományban találtunk mohaborítást, 16 állományban pedig nem volt borításérték. Ahol volt kimutatható borítás, ott a legkisebb átlagértéket a B12-es erdőállományban mértük, míg a legnagyobb átlagot a B29-es állományban észleltük.

16 állományban nem mutattunk ki mohaborítást, 4 állományban 1, 3 bükkösben 2–2, másik bükkös állományban 3, további 4 állományban 4, és szintén 1 másik bükkösben 6 mohataxon alkotott borítást a kvadrátokban.

A 2. ábra mutatja a fajok összes bükkös kvadrátjára számolt összborítását. Ez alapján kijelenthető, hogy a legnagyobb borítása a *H. cupressiformenak* a kvadrátokon belül, mely hazánk gyakori és közönséges fajának számít, fakérgen és talajon helyenként tömeges előfordulású (Orbán és Vajda 1983). Ezt követi a talajlakó *A. undulatum*, majd a közel fele akkora borítású *D. heteromalla*. Mindkettő az erdők leggyakoribb talajlakó mohái közé számít, gyakran egymással asszociációt alkotva fordulnak elő (Orbán és Vajda 1983). Az utóbbi fajtól borításában alig marad el a *B. velutinum*. Nagyságrendileg fele akkora az értéke a *P. formosum* és a *P. nutans* fajoknak. Kicsi a borítási értékük a következő fajoknak: *C. purpureus*, *F. taxifolius*, *B. capillare*, *H. seligeri*, *P. subulatum*, *P. curvifolium*. Igen kis borításúak a következő fajok: *L. heterophylla*, *B. rubens*, *P. laetum*, *D. cylindricum*, *D. pusillum*.



2. ábra: Bükkös állományok moháinak összbtorítása (dm²/összes kvadrát)
 Figure 2: The total bryophyte coverage in beech forests (dm²/all plots)

A nagykvadrátokon mért fajgyakoriságot figyelembe véve összesen 32 mohataxont azonosítottunk a bükkösök talajszintjén. A bükkösök talajszintjének leggyakoribb mohái a *D. heteromalla* és az *A. undulatum*, ezt követi a *P. nutans*. A bükkös állományok epifiton mohafldrója viszonylag gazdag (összesen 25 taxon). Ezek közül kiemelkedően magas gyakoriságú a *H. cupressiforme*, melytől jóval elmarad a *R. complanata* és a *B. velutinum*, melyek gyakorisága még a felét sem éri el a *H. cupressiforme* értékének. Mérsékelt gyakori a bükkösök jellemző faja, a *P. filiforme*, valamint a *M. furcata*. Kisebb az értéke a *P. laetum* és a *P. repens* fajoknak.

A bükkös állományok holt faanyagáról összesen 18 mohataxont írtunk le. Leggyakoribb a *H. cupressiforme*, mely az állományok 90%-ánál kimutatható erről az aljzattípusról. Gyakori korhadéklakó mohafaj a *B. velutinum* és a *H. seligeri*, melyeket a *B. rutabulum* követ. Mérsékelt gyakori bükkösök holt faanyagán a *D. scoparium*, az *A. serpens*, a *H. pallescens*, a *L. heterophylla* és a *P. laetum*.

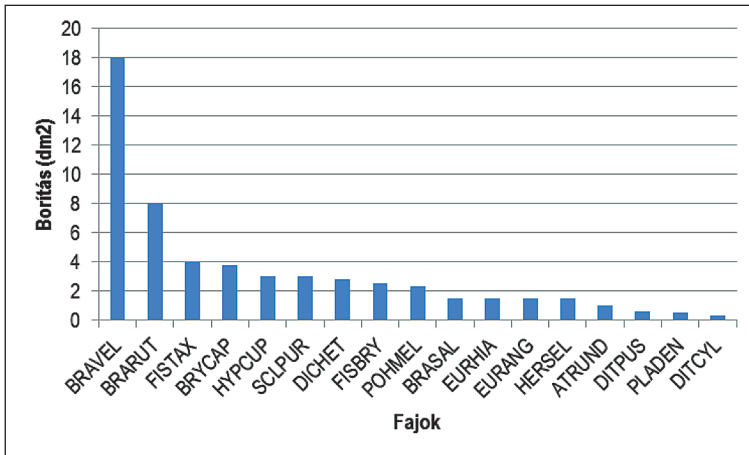
A vizsgált bükkös állományokból összesen 55 mohataxon jelenlétét mutattuk ki. Mindhárom aljzattípust figyelembe véve a leggyakoribb faj egyértelműen a *H. cupressiforme*, a *B. velutinum* gyakorisága valamelyest elmarad tőle. Az említett két fajnál nagyságrendileg ritkább a *D. heteromalla* és az *A. undulatum*, melyek értéke azonos és kizárólag talajon fordulnak elő.

Összesen 14 lucosban találtunk mohaborítást, 16 állományban pedig nem sikerült felvenni borításértéket. Ahol volt kimutatható borítás, ott a legkisebb átlagértéket az L15-ben mértük, míg a legnagyobb átlagot az L29-es állományban észleltük.

15 állományban nem mutattunk ki mohaborítást, 3 állományban 1, másik 3 lucosban 2, 7 lucos állományban 3, további 1 állományban 4 és szintén 1 lucosban 6 mohataxon alkotott borítást a kvadrátokban.

A 3. ábra mutatja a fajoknak a lucosok összes kvadrátjára számolt összbtorítását. Ez alapján megállapítható, hogy kiemelkedően magas a borítása a *B. velutinum*-nak a kvadrátokon belül. Főleg erdei élőhelyeken, fák gyökerén és talajon fordul elő ez a gyakori moha (Orbán és Vajda 1983). Ettől jóval elmarad a *B. rutabulum*, amely szintén közönséges és gyakori, főleg talajon és korhadt faanyagon fordul elő (Orbán és Vajda 1983). Közel fele akkora borítású a *F. taxifolius* és a *B. capillare*. Ennél valamivel csekélyebb a borítása a *S. purum*, a *H. cupressiforme*, a *D. heteromalla*, a *F. bryoides* és a *P. melanodon* fajoknak. Kicsi a borítási értékük a következő fajoknak: *B. salebrosum*, *E. hians*, *E. angustirete* és a *H. seligeri*.

Igen kis borítással a következő fajokat találtuk: *A. undulatum*, *D. pusillum*, *P. denticulatum* és a *D. cylindricum*.



3. ábra: Lucos állományok moháinak összborítása (dm²/összes kvadrát)
 Figure 3: The total coverage of bryophytes in spruce forests (dm²/all plots)

A nagykvadrátokon mért mohagyakoriság alapján a telepített lucosok talajfelszínéről összesen 27 mohataxont sikerült regisztrálni. A vizsgált állományok leggyakoribb talajlakó mohája a *D. heteromalla*, mely a vizsgált kvadrátok több mint felében megtalálható volt. Szintén gyakori a *B. velutinum* és az *A. undulatum*.

A lucosok epifiton fajkészlete szegényes. Leggyakoribb a *H. cupressiforme*, ettől jóval elmarad a *B. velutinum*, a *L. heterophylla*, a *D. montanum* és az *U. crispera* gyakorisága, melyeket csak egy-egy állományban azonosítottunk.

19 taxont sikerült azonosítani lucosok holt faanyagáról. A *H. cupressiforme* mind egyik állományban azonosítottuk, magas a gyakorisági értékük még a fakorhadékhoz kötődő *L. heterophylla*, *H. seligeri*, valamint *B. rutabulum* fajoknak.

A vizsgált lucos állományokban összesen 33 mohataxont sikerült azonosítani. A lucos állományok leggyakoribb mohája a *H. cupressiforme*, ezt követi a *B. velutinum*, amely mindhárom aljzaton jelen van. Nagyságrendileg azonos a *L. heterophylla*, a *H. seligeri*, valamint a *B. rutabulum* gyakorisága, melyek leggyakrabban holt faanyagon jelentek meg. A *D. heteromalla* és az *A. undulatum* kizárólag talajon van jelen, és ott viszonylag gyakori.

1. táblázat: A bükkös és lucos állományokon mért mohaborítás (dm²) átlaga, szórása, a t-, a df- és a p-érték
 Table 1: Mean, standard deviation, t-values, df-values and p-values in beech and spruce forest stands (dm²)

Állomány	Átlag	Szórás	t-érték	df-érték	p-érték
Bükkösök	4,4	9,5	1,3	58	0,2
Lucosok	2,0	2,8			

Megvizsgáltuk a lucos és bükkös mohaborításának különbségét. Bár a mohaborítás átlaga a bükkös állományban jelentősen nagyobb volt, mint a lucosban, ennek ellenére az elvégzett statisztikai vizsgálat (1. táblázat) azt mutatta, hogy a két állomány mohaborítottsága között nincs statisztikai különbség. Ennek alapvető oka az lehet, hogy mindkét állományban jelentős volt a mohával nem borított kvadrátok száma.

Míg a bükkös állományok kvadrátaiban a legnagyobb borítású a *H. cupressiforme*, addig a lucosokban a *B. velutinum* a legdominánsabb faj a talaj mohaszintjében. A talajfelszín borító mohafajok száma azonos mindkét állományban.



A nagykvadrátban mért gyakorisági értékeket figyelembe véve az őshonos bükkös állományok mohafldrája összességében gazdagabb a hasonló termőhelyekre telepített kultúrlucosokénál, bár a fajkészletben jelentős átfedés tapasztalható.

ÖSSZEZÉS, KÖVETKEZTETÉSEK

A Soproni-hegységben kijelölt bükkös és lucos állományokban elvégzett mohaborítás-vizsgálat azt az eredményt hozta, hogy összességében a bükkösök mohaborítása nagyságrendileg kétszerese a telepített lucosok mohaszintjének, ugyanakkor mindkét állománytípusban csekély a mért összborításérték. Közeliítőleg megegyezik azon bükkös és lucos állományok aránya, melyekben nem mutattunk ki mohaborítást. A fenti eredmények megerősítik Ódor és mtsai (2002) megállapítását, akik őrségi erdők mohavegetációjának tanulmányozása során kimutatták, hogy a mezofil lomberdők, elsősorban a bükkösök mohaszintje gyér.

A bükkös állományok talajszintjében a legnagyobb borítás a *H. cupressiforme*, melyet a talajlakó *A. undulatum* és a *D. heteromalla* követ. Ez nagyjából összhangban áll Ódor és mtsai (2002) megállapításával, akik őrségi erdőkben többek között szintén a fenti fajokat jelölték meg leggyakoribbnak.

Ugyanakkor több bükkös állományban jelentős mohaborítást tapasztaltunk, ami megerősíti azt a tudományos állítást, hogy a mézskerülő bükkösök mohaszintje esetenként jelentős mohaborítást is elérhet (Brunet és mtsai 2010), valamint hogy a víz által befolyásolt területektől eltekintve nagyobb talajlakómoha-borítás többnyire a meredek lejtőkön megjelenő savanyú talajú lomberdőkben (savanyú talajú tölgyesek, bükkösök), valamint a fenyőlegyes lomberdőkben figyelhető meg (Márialigeti 2007).

A Soproni-hegységben lucos állományokban végzett vizsgálataink azt igazolják, hogy a telepített lucfenyvesek mohaszintjének fejlettsége és tömegessége jóval elmarad a természetes lucfenyvesek fejlett mohaszintjétől, melyek hazánkban nem fordulnak elő (Essen és mtsai 1997; Augusto és mtsai 2003). Vizsgálataink összhangban állnak azzal a megállapítással, hogy a fényben szegény, fiatal és telepített lucosok mohaszintje rendkívül gyér (Ódor és mtsai 2002).

Mindhárom aljzattípust figyelembe véve lucosokban és bükkösökben egyaránt a *H. cupressiforme* a leggyakoribb mohafaj. A mohafajok veszélyeztetettség stáuszának megoszlása döntően hasonló eloszlást mutat a két állománytípusban. A bükkösök nagyobb fajgazdagsága visszavezethető arra, hogy közel kétszer nagyobb a kéreglakó mohafajok aránya a lucosokéhoz képest. Lucos állományokban jelentősebb a savanyúságjelző fajok aránya, ami kapcsolatba hozható a tűvar okozta elsavanyodott felső talajszinttel. Ez illeszkedik Augusto és mtsai (2003) eredményeihez, miszerint a lucosok flórájában több a tipikusan savanyú termőhelyet jelző faj, mint a bükkösben.

Az őshonos fás növényfajok rovására telepített tájidegen fajok részben vagy teljes mértékben megváltoztathatják az erdei életközösségek fajkészletét is (Bartha 2001). Ezt alátámasztják saját eredményeink is, miszerint a vizsgált lucosok mohafldrájának fajkészlete részben eltérő a hasonló termőhelyeken fejlődött őshonos bükkös állományokétól és szegényebb is.

Összességében megállapítható, hogy az egykori őshonos bükkös állományok termőhelyén végzett lucfenyő-telepítések kedvezőtlenül hatottak a mohadiverzításra a Soproni-hegységben.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Kutatásunk 2007–2010 között a Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása program keretében valósult meg. A kutatást a TÁMOP–4.2.2.A–11/1/KONV–2012–0004. számú projekt támogatta. Köszönet Peter Erzbergernek és Papp Beátának a határozásban végzett segítségükért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Aude, E. and Poulsen, R. S. 2000: Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forests. *Applied Vegetation Science*, 3: 81–88.
- Augusto, L.; Dupouey, J.-L. and Ranger, J. 2003: Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 60: 823–831.
- Bartha D. 2001: Veszélyeztetett erdőtársulások Magyarországon. WWF Füzetek, 18: 1–35.
- Bartha D.; Kevey B.; Morschhauser T. és Pócs T. 1995: Hazai erdőtársulásaink. *Tilia*, 1: 8–85.
- Boros Á. 1944: Adatok a vendvidéki erdei fenyevesek és tőzegmohalápok növényzetének ismeretéhez. *Botanikai Közlemények*, 41(3–5): 96–101.
- Boros Á. 1953: A Gerecse hegység növényföldrajza. *Földrajzi Értesítő*, 2: 470–484.
- Boros Á. 1959: A Mezőföld növényföldrajza. In: Ádám, L.; Marosi, S. és Szilárd, J. (szerk.): *A Mezőföld természeti földrajza*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 365–383.
- Boros Á. 1964: Mohák. In: Soó, R. (szerk.): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 353–510.
- Boros Á. 1968: Bryogeographie und Bryoflora Ungarns. Akadémiai Kiadó, Budapest, 466 p.
- Böloni J.; Molnár Zs. és Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR 2011. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, 441 p.
- Brunet, J.; Fritz, Ö. and Richnau, G. 2010: Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bulletins*, 53: 77–94.
- Debreczy Zs. 1968: A mohafajok szerepe a Balaton-felvidék egy területének vegetációs szukcessziójában. *Fragmenta Botanica*, 6(1–4): 59–66.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA, Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 p.
- Esseen, P. A.; Ehnström, B.; Ericson, L. and Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. *Ecological Bulletins*, 46: 16–47.
- Friedel, A.; Oheimb, G. V.; Dengler, J. and Hardtle, W. 2006: Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium*, 177: 172–185.
- Fülöp J. 1990: Magyarország geológiája (Paleozoikum I.). Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest, 325 p.
- Gustafsson, L.; Fiskesjoe, A.; Hallingbäck, T.; Ingelög, T. and Pettersson, B. 1992: Semi-natural deciduous broadleaved woods in southern Sweden – habitat factors of importance to some bryophyte species. *Biological Conservation*, 59: 175–181.
- Humphrey, J.; Ferris, R.; Jukes, M. and Peace, A. 2000: Biodiversity in Planted Forests. Manuscript, 10 p.
- Kevey B. 2008: Magyarország erdőtársulásai. *Tilia*, 14: 1–488.
- Király G. (szerk.) 2004: A Soproni-hegység edényes flórája. *Flora Pannonica*, 2: 1–89.
- Lewinsky-Haapasaari, J. 1995: Illustrierter Bestimmungsschlüssel zu den europäischen Orthotrichum-Arten. *Meylania*, 9: 3–57.
- Márialigeti S. 2007: Faállomány- és egyéb környezeti változók hatása a mohavegetációra az őrségi erdőkben. Szakdolgozat, ELTE TTK, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest, 54. p.
- Márialigeti, S.; Németh, B.; Tinya, F.; and Ódor, P. 2009: The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. *Biodiversity and Conservation*, 18: 2223–2241.
- Németh Cs. 2008: Adatok a Sári-Bakonyalja, a Bakony és a Vértes mohafiórájához. *Flora Pannonica*, 6: 79–87.
- Orbán S. 1995: Mohák szerepe az erdei társulásokban, társulások értékelése mohafiórájuk alapján. *Tilia*, 1: 185–198.
- Orbán S. és Vajda L. 1983: Magyarország mohafiórájának kézikönyve. Budapest, Akadémiai Kiadó, 518 p.
- Ódor P. 2000: A Kékes Észak Erdőrezervátum mohafiórája és mohavegetációjának jellemzése. *Kitaibelia*, 5: 115–123.
- Ódor, P.; Heilmann-Clausen, J.; Christensen, M.; Aude, E.; van Dort, K. W.; Piltaver, A.; Siller, I.; Veerkamp, M.T.; Walley, R.; Standovár, T.; van Hees, A. F. M.; Kosec, J.; Matocec, N.; Kraigher, H. and Grebenc, T. 2006: Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation*, 131: 58–71.
- Ódor, P. and Standovár, T. 2001: Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins*, 49: 219–229.
- Ódor P.; Szurdoki E. és Tóth Z. 2002: Az Őrség és a Vendvidék főbb élőhelyeinek moha-vegetációja és flórája. *Kanitzia*, 10: 15–60.



- Ódor, P. and van Hees, A. F. M. 2004: Preferences of dead wood inhabiting bryophytes for decay stage, log size and habitat types in Hungarian beech forests. *Journal of Bryology*, 26: 79–95.
- Papp, B.; Erzberger, P.; Ódor, P.; Hock, Zs.; Szövényi, P.; Szurdoki, E. and Tóth, Z. 2010: Updated checklist and redlist of hungarian bryophytes. *Studia Botanica Hungarica*, 41: 31–59.
- Pócs, T.; Domonkosné-Nagy, É.; Pócsné-Gelencsér, I. és Vida, G. 1958: Vegetations-studien im Őrség. Budapest, Akadémiai Kiadó, 124 pp.+Mellékletek és térképek.
- Simon T. 1970: Bryocönológiai és ökológiai adatok a Zempléni-hegységből. *Botanikai Közlemények*, 57: 31–43.
- Simon T. 1971: Mohagazdag szilikátszikla gyepek a Zempléni-hegységben. *Botanikai Közlemények*, 58: 33–45.
- Smith, A. J. E. 1990: The liverworts of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, 362 p.
- Smith, A. J. E. 2004: The mossflora of Britain and Ireland. Cambridge University Press, Cambridge, 1012 p.
- Standovár, T.; Ódor, P.; Aszalós, R. and Gálhidy, L. 2006: Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. *Community Ecology*, 7: 199–209.
- Strazdina, L. 2010: Bryophyte community composition on an island of Lake Cieceres, Latvia: dependence on forest stand and substrate properties. *Environmental and Experimental Biology*, 8: 49–58.
- Szövényi P.; Galambos I. és Hock Zs. 2001: A Soproni-hegység mohafldrája. *Tilia*, 10: 5–180.
- Szűcs P. 2007: Dunaalmás és Neszmély környékének mohafldrája. *Botanikai Közlemények*, 94(1–2): 91–115.
- Szűcs P. 2008: A Bockerek-erdő mohái. In: Bartha D és Vidéki R. (szerk.): A Bockerek-erdő. Nyírerdő Nyírségi Erdészeti Zrt., Nyíregyháza–Sopron, pp. 99–103.

*Érkezett: 2013. március 2.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.*

A FEHÉR FAGYÖNGY (*VISCUM ALBUM*) GAZDANÖVÉNYKÖRE ÉS ELŐFORDULÁSA NÉHÁNY KÖZÉP-EURÓPAI ORSZÁGBAN

Baltazár Tivadar¹, Varga Ildikó^{2,3}, Miloš Pejchal¹ és Poczai Péter³

¹Mendel University in Brno, Faculty of Horticulture in Lednice

²Pannon Egyetem, Georgikon Kar

³University of Helsinki, Department of Biosciences

Kivonat

A tanulmány a fehér fagyöngy (*Viscum album*) elterjedését és tápnövényeit tárgyalja öt közép-európai országban (Magyarország, Szlovákia, Csehország, Lengyelország és Románia). Mivel a növény elterjedésére vonatkozó pontos felmérés még nem készült egyetlen országban sem, az összehasonlítás a szerτεágazó irodalmi adatok áttekintésére épült. A fehér fagyöngy gazdanövényei az egyes országokban igen változatosak. Megjegyzendő azonban, hogy számos lomblevelű fa-faj szinte valamennyi országban szerepel a fehér fagyöngy gazdanövényei között. Ilyenek pl. az *Acer pseudoplatanus*, a *Robinia pseudoacacia*, a *Populus x euramericana* és a *Sorbus aucuparia*, a tűlevelűek közül pedig ilyen az *Abies alba*.

Kulcsszavak: fehér fagyöngy, *Viscum album*, gazdanövény, a fagyöngy elterjedése, félparazita növény

THE DISTRIBUTION AND HOST PLANT RANGE OF EUROPEAN MISTLETOE (*VISCUM ALBUM*) IN SOME CENTRAL EUROPEAN COUNTRIES

Abstract

Our research focused on the distribution of European mistletoe (*Viscum album*) in five Central European countries (Hungary, Slovakia, Czech Republic, Poland and Romania). Regarding to the distribution of mistletoe in the different countries no accurate assessment have been made yet, therefore our review was based on the assessment of available literature records. The host plants of mistletoe are very different in the analyzed countries. It's notable, that many species from the broadleaf trees, such as *Acer pseudoplatanus*, *Robinia pseudoacacia*, *Populus x euramericana*, *Sorbus aucuparia*, or from conifers the silver fir (*Abies alba*) are the most common hosts almost all countries.

Keywords: European mistletoe, *Viscum album*, host tree, distribution of mistletoe, hemiparasitic plant



BEVEZETÉS

A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) a fagyöngyfélek (Viscaceae [Santalaceae sensu lato]) családjába tartozó, eurázsiai elterjedésű, a síkságoktól kezdve a montán (hegyi) tájakon 1000 m-ig felhatoló örökzöld, évelő, epifita, félpárazita növény, amely széles spektrumú fás szárú növényeken fordul elő (Zuber 2004, Dobbartin és mtsai 2005, Nickrent és mtsai 2010). A gazdanövényen átlagosan 60–150 cm átmérőjű, gömb alakú telepeket hoz létre. A növény szívógyökerei mélyen a fatestbe hatolnak, majd onnan vizet és ásványi anyagokat vesznek fel (Zuber 2004; Grundmann és mtsai 2012). Megtelepedése következtében a gazdanövényen különböző károk jelentkezhetnek, elsősorban a fa magasságát, a törzsátmérőjét, illetve a termés mennyiségét csökkenti. Összességében csökken a fa vitalitása és általános gyengültségi állapotot idéz elő (Hawksworth 1983).

Kutatásunk célja az eddigi szakirodalmak feldolgozásával a fehér fagyöngy elterjedési területének bemutatása néhány európai országban (Magyarország, Szlovákia, Csehország, Románia és Lengyelország), illetve a fontosabb gazdafajok ismertetése.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A legfontosabb a külföldi és hazai szakirodalmak gyűjtése, feldolgozása, értékelése. A feldolgozás során országonként először az általános elterjedést mutatjuk be, utána pedig az adott országban előforduló leggyakoribb gazdafajokat. A gazdanövények tudományos nevei írása során a Melbourne Code (2011) által elfogadott hivatalos névjegyzéket vettük alapul.

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A fehér fagyöngy élősködését már az ókorban lejegyezték. Dél-Európában Therophrasztosz (i. e. 371–287), majd később Arisztotelész (i. e. 384–322) és Plinius (i. u. 23–79) is megemlíti a növényt (Tubeuif 1923; Janssen 2001). A 19. század közepétől fokozatosan bővült a gazdafajok listája. Jesse (1844) 38 gazdafajról számol be Angliában és Európában, Bull (1864) 43 gazdafajt említ csupán Angliában Herefordshire régióban, Ascherson és Graebner (1913) pedig már 127 gazdafajt sorol fel Közép-Európában. Később Florance (1914) 135 gazdafajról tesz említést csak Franciaországban. A legátfogóbb leírást a lehetséges gazdafajokról Tubeuif (1923) készítette, monográfiájában több mint 250 potenciális gazdanövényt említ, beleértve azt a 48 fajt is, amelyet mesterségesen fertőzött meg. Művében pontos leírást ad a fagyöngy elterjedéséről a legtöbb európai országban. A későbbi évek során a lehetséges gazdafajok sora tovább bővült. Bojarczuk (1971) 164 gazdafajról számol be Lengyelországban, Perring (1973) összesen 64 gazdafajt említ Angliában. Újabb átfogó munkát Hawksworth (1974) jelentet meg, melyben 184 gazdafajt említ Európából. Barney és mtsai (1998) tovább bővítik a meglévő gazdafajok listáját. Munkájukban összesen 452 potenciális gazdafajról tesznek említést Európából, Ázsiából, valamint Kaliforniából, melyből 384 faj kizárólag Európában található, amelyek közül 190 idegen eredetű faj. A Rosaceae családból kerül ki a legtöbb parazitált növény, számuk akár 130 is lehet. A leggyakoribb gazdafajok a *Salix*, *Populus*, *Acer*, *Malus*, *Crataegus*, *Prunus*, *Sorbus*, *Abies*, illetve a *Pinus* nemzetségbe tartoznak.

Említésre méltó, hogy egy-egy lehetséges gazdafaj körül vita alakult ki, hogy élősködhet-e rajta fagyöngy vagy sem. Annak ellenére, hogy a tölgyről (*Quercus* sp.) jelentettek fagyöngyöt (Walz 1885), nagyon valószínű, hogy erről a fajról tévesen az európai sárgafagyöngyöt (*Loranthus europaeus* Jacq.) írták le. A korábbi Nagy-Magyarország területéről egyetlen alkalommal Boros (1926) figyelte meg a fehér fagyöngyöt a *Quercus pubescens* Willd. tölgyfajon, bükkfán (*Fagus sylvatica* L.) azonban egyáltalán nem észlelte. Tubeuif

(1923) szerint a tölgy nagyon ritka gazdafajnak számít, a bükkön pedig a fagyöngy nem képes megélni. Roth (1916) és Boros (1926) is kizárja a bükköt mint lehetséges gazdafajt. Míg Hawksworth (1974) nem említi, addig Barney és mtsai (1998) listájában a közönséges bükk szerepel a lehetséges gazdafajok között, valamint Unar és mtsai (1985) szintén jelentettek fagyöngyöt több bükkfáról is Csehország morvaországi részéről. Más források a bükköt fagyöngyreizisztens fajnak tekintik (Becker 2000). Érdekeség továbbá az is, hogy csupán egyetlen kétszikű növényfaj, a hamuszürke rekettye (*Genista cinerea* (Vill.) DC.) ismert, melyen két alfaj (*V. a.* subsp. *album* és *V. a.* subsp. *austriacum* (Wiesb.) Vollmann) természetes körülmények között együtt is megjelenik (Grazi és Zemp 1986). Gyakran előfordul a hiperparazitizmus jelensége is, amikor a fehér fagyöngy az európai sárgafagyöngyön élőködik. Még hihetlenebb az a ritka jelenség, amikor a három fehér fagyöngy él egymást parazitálva valamilyen gazdanövényen (Tubeuf 1923; Nickrent 2002).

A fehér fagyöngyöt különböző csoportokba sorolták aszerint, hogy milyen gazdafajon élőködik. Roth (1926) két típust különböztet meg: lomblevelű és tűlevelű fákra élő fagyöngyöt. Tubeuf (1923) a tűlevelű fákra élő fagyöngyöt további két csoportra osztja: a jegenyefenyőfagyöngyre, illetve az erdeifenyőfagyöngyre. A legújabb kutatások alapján Európában a fehér fagyöngy négy alfaját különítik el, melyből az egyik csak Kréta szigetén él, a többi alfaj (a morfológiai tulajdonságokon kívül) főleg a gazdanövény tekintetében különbözik egymástól (Stopp 1961; Ball 1993; Böhling és mtsai 2002):

- (1) *V. album* subsp. *album* L. (syn: *V. album* L. var. *platyspermum* Keller, *V. album* L. var. *malii* Tubeuf), mely általánosan elterjedt a kétszikű fajokon.
- (2) *V. album* subsp. *abietis* (Wiesb.) Abromeit (syn: *V. laxum* var. *abietis* (Wiesb.) Hayek; *V. austriacum* Wiesb. var. *abietis* Wiesb.; *V. abietis* (Wiesb.) Fritsch), mely az *Abies* fajokon él.
- (3) *V. album* subsp. *austriacum* (Wiesb.) Vollmann (syn: *V. austriacum* Wiesb.; *V. laxum* Boiss. & Reut.; *V. laxum* Boiss. & Reut. var. *pini* (Wiesb.) Hayek; *V. album* L. var. *laxum* (B. & R.) Fiek), mely *Pinus*, *Picea*, ritkán *Larix* fajokon fordul elő.
- (4) *V. album* subsp. *creticum* Böhling & Zuber, a *Pinus brutia* Ten. fajon él Kréta szigetén.

A fehér fagyöngy Európa legnagyobb részén őshonos. Élőhelyét topográfiaileg és ökológiailag a lehetséges gazdafajok határozzák meg (Wangerin 1937). Elterjedésének nyugati határa az Atlanti-óceán, déli határa pedig a Földközi-tenger. Az elterjedés keleti és északi határait egyértelműen a hőmérséklet szabja meg (Zuber 2004), mivel a potenciális gazdafajok elterjedése jóval nagyobb a fagyöngy által meghódított területénél (Wangerin 1937). Előfordul továbbá Angliában, valamint számos más szigeten is, mint Korzika, Szicília, illetve Kréta (Zuber 2004). A fagyöngy teljes elterjedési területe a 10. nyugati hosszúsági foktól a 80. keleti hosszúsági fokig, valamint az északi félgömbön a 60. szélességi foktól a 35. szélességi fokig terjed. Általában dombvidéki (kollin) és középhegységi (szubmontán) régiókban jelenik meg 1000 m alatt, de néhány naposabb kitérségű helyen, mint Dél-Spanyolországban előfordul e magasság felett is (Zuber 2004). Olyan hőmérsékleti tartományban nő zavartalanul, ahol a nyári hónapokban az átlagos hőmérséklet 15 °C felett van, valamint a leghidegebb hónapban sem csökken a hőmérséklet –8 °C alá (Zuber 2004). Iversen (1944) és Waldén (1961) megállapította azt is, hogy a hideg nyári időjárást kompenzálhatja az enyhe tél, a hideg telet pedig a meleg nyár. Ebből kifolyólag a fagyöngy hidegebb területeken is elterjedhet, amennyiben a nyári hőmérséklet aránylag magas. Fosszilis bizonyítékok alapján elmondható, hogy a posztglaciális felmelegedés hatására a fagyöngy északi elterjedése kiterjedt egészen Svédországig, vagyis a növény egykori elterjedése jóval nagyobb volt a mainál (Iversen 1944; Troels-Smith 1960). A jégkorszak alatt a fagyöngyök valószínűleg csak Dél-, illetve Kelet-Európában maradtak életben, majd a jégkorszak végén innen újra benépesítették Európát a gazdafajokkal együtt (Waldén 1961).

A *V. a.* subsp. *album* jelenlegi európai elterjedése erősen heterogén. A növény Nyugat-Európától Franciaországon át (a Pireneusokban), Közép-Európában egészen Ukrajnáig, valamint szórványosan Fehérorosz-



országban, illetve a Kaukázusban is megtalálható. Északon Közép- és Dél-Angliában, valamint szórványosan Dániában, délen Olaszországban, valamint Horvátországon keresztül egészen Albániáig jelen van, sőt Bulgáriából is jelezték (Zuber 2004; Grundmann és mtsai 2011).

A *V. a.* subsp. *abietis* jelenlegi elterjedése szintén heterogén, azonban összességében jóval szűkebb helyen fordul elő, mint a *V. a.* subsp. *album*. Megtalálható Olaszország északnyugati részétől kezdve Németország és Lengyelország déli részén keresztül Ausztriában, Csehországban, Szlovákiában, valamint Románia északkeleti részeiben, továbbá Ukrajna délnyugati területein is. Szórványosan megtalálható a Pireneusokban, Közép-Franciaországban, valamint Görögországban is (Zuber 2004; Grundmann és mtsai 2011).

A *V. a.* subsp. *austriacum* jelenlegi elterjedésére jellemző, hogy kisebb-nagyobb foltokban fordul elő Európában. Spanyolország északkeleti és keleti része, Olaszország északkeleti része, Ausztria keleti része, Csehország délkeleti része, Lengyelország nagy része egészen Fehéroroszország, valamint Ukrajna nyugati része is fertőzött. Elvéve megtalálható Franciaországban és Görögországban is (Zuber 2004; Grundmann és mtsai 2011).

A fehér fagyöngy elterjedése a különböző országokban és a leggyakoribb gazdafajok bemutatása

Magyarország

A fehér fagyöngy magyarországi gazdanövényeiről már a 20. század elején is több szerző beszámolt. A gyümölcsfák közül leggyakrabban az alma (*Malus*), körte (*Pyrus*) az erdei fák közül a nyárfa (*Populus*), hársfa (*Tilia*), akác (*Robinia*), a tűlevelű fák közül a jegenyefenyő (*Abies*), a cserjék közül pedig elsősorban a galagonya (*Crataegus*) nemzetség fajait említik (Anonymus 1910; Fritsch 1928). Tubeuf (1923) számos gazdafajt említ a Magyar Királyság területén. A legátfogóbb munkát Roth (1926) készítette, melyben több mint 50 különböző gazdafajt írt le, nagy hangsúlyt fektetve az eddigi még ismeretlen lehetséges gazdafajokra. Bartha (2012) szerint a *V. a.* subsp. *abietis* gyakori gazdafaja az *Abies alba* Mill., a *V. a.* subsp. *austriacum* gyakori gazdafaja a *Pinus sylvestris* L., ritka gazdafaja, a *Pinus nigra* J. F. Arnold, a *Pinus uncinata* Ramond ex DC., valamint nagyon ritka gazdanövénye lehetnek a *Picea*, *Larix*, illetve a *Cedrus* nemzetség fjai. A *V. a.* subsp. *album* gyakori gazdanövényei: *Robinia pseudoacacia* L., *Tilia*, *Salix*, *Populus* (kivételesen a jegenyenyár), *Malus*, *Sorbus*, *Crataegus*, *Acer* és *Betula* nemzetség fjai. Ritka gazdanövényei: *Quercus rubra* L., *Corylus avellana* L., *Carpinus betulus* L., *Ostrya carpinifolia* Scop., *Aesculus hippocastanum* L., *Mespilus germanica* L., *Amelanchier ovalis* Medik., *Juglans*, *Celtis*, *Pyrus*, *Alnus*, *Cerasus*, *Padus*, *Amygdalus* és *Prunus* nemzetség fjai. Nagyon ritka gazdanövénynek számítanak a *Castanea sativa* Mill., a *Quercus*, *Ulmus*, *Fraxinus* fajok, azonban bükkön (*Fagus sylvatica*) nem fordul elő.

Elterjedéséről először Roth (1926) készített átfogó térképet, amely a fehér fagyöngy elterjedését szemlélteti a Horvát-Szlavonország nélküli történelmi Magyarországon a jelenlegi határt berajzolva. Az adatok feldolgozásakor a potenciális gazdafajokat négy csoportra (alma, lomblevelű fák az alma kivételével, jegenyefenyő, erdeifenyő) osztva ábrázolta a növény elterjedését, azonban említést tesz a lucfenyőn előforduló fagyöngyről is. A fertőzöttség mértékét három fokozattal jellemzi: ritka, szórványos, illetve gyakori. A fagyöngy elterjedése általában követi az országban előforduló erdőszávokat, azonban eltérés is tapasztalható, pl. az Alföldön ahol az akácia elterjedt szinte teljesen hiányzik. Ebben az időben a gyakoribb elterjedés elsősorban Nyugat-Magyarországon jellemző, főként Sopron, Zalaegerszeg, Veszprém környékén; az ország keleti részén pedig elsősorban a Nyírségben (Boros 1926, Roth 1926). Jelenleg a Dunántúl nyugati felében kifejezetten gyakori, a Duna-Tisza közén és a Pilisben kevésbé elterjedt, de helyenként ezeken a területeken is lehet tömeges (Gencsi és Vancsura 1992, Hirka és Janik 2009). Évente átlagosan 3000 ha-on okoz károkat, a kártéte-

li területük az utóbbi évtizedekben növekvő trendet mutat. Ennek oka lehet az elmúlt évek aszályos időjárása is, melynek következtében a legyengült fák kevésbé ellenállóak, ami szintén elősegíti a fehér fagyöngy terjedését (Hirka és Janik 2009; Hirka 2011).

Szlovákia

Az első adatok Tubeuf (1923), illetve Roth (1926) műveiből származnak, a Magyar Királyság területén tesznek említést a fagyöngy elterjedéséről. A legnagyobb elterjedést a Felvidéken Selmecebánya (Banská Štiavnica), Besztercebánya (Banská Bystrica), illetve Zólyom (Zvolen) környékén említik, de több gazdafajon élőszködik Pozsony (Bratislava), Nyitra (Nitra), illetve Kassa (Košice) környékén is. A gazdafajok számát tekintve Pozsonyban először Roth (1926) hét gazdafajról tesz említést, később Hajdúk (1977) 9 gazdafajt említ szintén a fővárosban, amelyek kissé eltérnek a Roth (1926) által említett fajoktól. Nagyszombat (Trnava) városában 9 gazdafajon észleltek fagyöngyöt 21 különböző helyről (Eliáš 2001, Eliáš 2002). Kassán kezdetben tizenegy gazdafajt említ Roth (1926), később 15-öt, s a gazdafajok között itt is van különbség (Rejmánek és mtsai 1978, Dostál 1985). Számos más kelet-szlovákiai városban is gyakran előfordul, mint például Őrmező (Strážske) városában 14, Eperjesen (Prešov) 16 különböző gazdafajon. A legtöbb gazdafaj a varannói (Vranov nad Topľou) járásban lévő Tavarna (Tovarné) községben található, ahol a fagyöngy összesen 23 fajon élőszködik. Továbbá előfordul még Rozsnyó (Rožňava), Murányalja (Muráň), Tőketerebes (Trebíšov), Homonna (Humenné), Szepesi (Moldava nad Bodvou) környékén is (Dostál 1985).

Roth (1926) az alábbi gazdafajokat említi több városban is: *Malus sylvestris* (L.) Mill., *Pyrus communis* L., *Populus alba* L., *Populus × euramericana* (Dode) Guinier, *Populus nigra* L., *Salix caprea* L., *Acer platanoides* L., *Betula pendula* Roth, *C. avellana*, *Crataegus laevigata* (Poir.) DC., *Juglans regia* L., *R. pseudoacacia*, *Salix alba* L., *Sorbus aucuparia* L., *Tilia cordata* Mill., a tülveleűek közül *A. alba*, illetve *P. sylvestris*. Később Hajdúk (1977) további lombhullató gazdafajokat említ: *Celtis occidentalis* L., *A. hippocastanum*, *Acer campestre* L. A későbbiekben a gazdafajok száma tovább növekszik, és az alábbi fajokkal bővül: *Acer saccharum* Marshall, *C. betulus*, *Prunus cerasus* L., *Malus domestica* Borkh., *Malus × purpurea* (Barb.) Rehd., *Populus × euramericana* Moench 'Serotina', *Pyrus pyrastrer* L., *Salix fragilis* L., *Salix × sepulcralis* Simonk., *S. aucuparia* (Rejmánek és mtsai 1978; Dostál 1985).

Összességében elmondható, hogy a fehér fagyöngy mindhárom alfaja megtalálható Szlovákiában, elterjedése egyenlőtlen, néhol tömegesen fordul elő, másutt csak szórványosan, illetve számos helyen hiányzik. Pontos elterjedése máig nem ismert. Eddig több mint 45 gazdafajt írtak le (Eliáš 2002; Dostál 1985), ebből 38 gazdafaj Kelet-Szlovákiában található (Dostál 1985); országos viszonylatban a leggyakoribb gazdafaj a hibrid *P. × euramericana* (Eliáš 2002).

Csehország

Az első feljegyzés a fehér fagyöngy elterjedéséről Tubeuffól (1923) származik. A legtöbb gazdafajt Čáslav városából jelzik. A később Vacek (1974) a *V. a.* subsp. *austriacum* alfajt jelenti Plzeň és Klatovy járásban. Kubát (1974) mindhárom alfaj élőszködését jelenti a Cseh-középhegység (České středohoří) számos városában (Děčín, Ústí nad Labem, Česká Lípa és Litoměřice). Kučera (1989) ugyancsak mindhárom alfaj élőszködését jelenti 6 gazdanövényről Rychnov nad Kněžnou járásban. Unar és mtsai (1985) átfogó leírást készítettek a fagyöngy gazdafajairól, illetve az elterjedéséről Csehország történelmi morvaországi részén. A szerzők 457 helyről összesen 48 gazdafajt említenek, amelyből 24 volt őshonos. Csupán Lednice községből (beleértve az európai sárgafagyöngyöt is mint gazdafajt) összesen 36 gazdafajt jelentenek, ezek közül 24 faj a lednicei kastélyparkban található. Később Bulíř (2010) az alapfajok tekintetében 42, a kultivárokkal együtt pedig összesen 54 gazdafajról számol be csupán a park egy bizonyos részén. Spálavský (2001) az egész parkra vonat-



kozatva összesen 73 gazdafajt említ a kultivárokkal együtt, amelyek 27 nemzetségből kerülnek ki. Hermanův Městec városából 21 fertőzött gazdafajt említenek (Procházka 2004), 14-et Zlín régióból (Tomášek 1974, 1981), 11-et Kroměříž és környékéről (Zavřel 1973), 9-et Hranice na Moravě városából (Unar 1981), Litomyšl környékéről 7-et kultivárokkal együtt (Procházka 2004), Písek városából 6-ot (Houfek 1973; Skalický 1974), valamint Zašová községből 5-öt (Žlebčík 1975).

A gazdafajok közül először Tubeuf (1923), majd később Wangerin (1937) említik az *Acer*, *Populus*, *Malus*, *Pyrus*, *Salix* és *Tilia* nemzetség fajait, illetve a *R. pseudoacacia*, a *C. avellana* és a *S. aucuparia* fajokat. Számos további gazdafaj, mint például a *T. cordata*, a *Tilia platyphyllos* Scop., az *Acer pseudoplatanus* L., a *P. nigra*, a *C. monogyna*, a *Juglans nigra* L. és a *M. domestica*; a túllevelűek közül elsősorban az *A. alba*, a *P. sylvestris*, illetve a *Picea abies* (L.) H. Karst. szintén gyakori gazdafajnak számít az országban (Houfek 1973; Skalický 1974; Unar és mtsai 1985; Procházka 2004). A *Prunus padus* L. és az *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. viszont kifejezetten ritka gazdanövény (Procházka 2004).

Néhány gazdafaj azonban nem szerepel a Barney és mtsai (1998) listájában, mint például az *Aesculus* × *marylandica* J. R. Booth ex G. Kirchn., a *Tetradium daniellii* (Benn.) T.G. Hartley, a *Fraxinus bitmoreana* Beadle, a *Lonicera maackii* (Rupr.) Maxim., a *Magnolia obovata* Thunb. × *M. tripetala* (L.) L. hibrid, a *Photinia villosa* (Thunb.) DC. és a *Metasequoia glyptostroboides* Hu et W. C. Cheng sem (Spálavský 2001; Richter 2011).

Procházka (2004) szerint a *V. a.* subsp. *album* összesen 53 gazdafajon, melyből 26 őshonos, fordul elő Csehországban, beleértve az alábbi hibrideket is: *Aesculus* × *carnea* Hayne, *P. × euramericana*, *S. × sepulcralis* és *Salix* × *rubens* Schrank. A leggyakoribb gazdafajok a Salicaceae (11), a Rosaceae (11), valamint az Aceraceae (7) családból kerülnek ki. Országosan nézve a fehér fagyöngy eloszlása igen egyenlőtlen, nagy területekről hiányzik, mint például az történelmi Csehország tartományának középső és nyugati részéről, viszont mindennapos Morvaország északi, keleti, középső, illetve déli részén is (Kubát 1997).

Románia

Az első feljegyzések Romániában is Tubeuftól (1923) és Rothtól (1926) származnak. A fehér fagyöngy Erdély területén szinte mindenütt előfordul, bár a legtöbb helyen csak szórványosan. Gyakran találkozni vele túllevelű fajokon is, azonban a lomblevelű fajok is jelentős gazdanövényei. Roth (1926) Kolozsvár (Cluj-Napoca) környékéről 14 gazdafajt említ, Balázs és mtsai (2006) csupán az Alexandru Borza botanikus kertben nyolc gazdafajt, Schupler (2011) Kolozsvár különböző zöldövezeteiben összesen 16 gazdafajról számol be, amelyek kissé eltérnek a Balázs és mtsai (2006) által ismertetett gazdafajoktól.

Roth (1926) számos más városból is említ gazdanövényeket: Nagybánya (Baia Mare) környékéről 11-et, Nagyvárad (Oradea) környékéről 9-et. Ezenkívül Oravicabányán (Oravița), Ruszcabányán (Rusca Montană), Szászabányán (Sasca Montană), Szatmárnémetiben (Satu Mare), Nagyszebenben (Sibiu), Székelykeresztúr (Cristuru Secuiesc), valamint Dés (Dej) környékén is elterjedt.

Romániában a *V. a.* subsp. *abietis* elsősorban a Keleti-Kárpátok északi részén fordul elő. Találkozhatunk vele Máramarosban és Bukovinában (Maramureș és Bucovina) és Foksány (Focșani) környékén, ezenbelül Dealul Lung és Pelticu erdeiben. Szintén megtalálható a Bánsági-hegyekben az oravicabányai (Oravița) és a stájerlakaninai (Anina) járásban, valamint Sinaia és Brassó (Brașov) erdeiben is (Barbu 2010). Fellelhető Szucsáva megyében (Suceava) Szolka (Solca), Marginea, Mălini, Vaduri, Mănăstirea Cașin, Agăș, valamint Gura Humorului erdeiben, ahol még 700 m magasan is előfordul (Barbu 2010, 2012). A fagyöngy hatalmas károkat okoz ezeken a területeken a jegenyefenyőn (*Abies alba*), ami az 1980-as évektől kezdve rohamosan felgyorsult. A jegenyefenyők nagyfokú pusztulásának oka elsősorban a szárazság, a légszennyezés, illetve a fagyöngy élősködése (Barbu 2010, 2012).

A gazdafajok közül több városban is előfordul a *T. cordata*, az *A. campestre*, a *R. pseudoacacia*, a *Populus tremula* L., a *P. nigra*, a *C. laevigata*, az *A. glutinosa*, a *M. sylvestris*, a *S. caprea*, a *S. aucuparia*, a *Fraxinus excelsior* L. és a *P. communis*. Említést tesznek azonban egyéb gazdafajokról is, pl.: *A. pseudoplatanus*, *B. pendula*, *C. avellana*, *P. × euramericana*, *R. canina* L., *Salix babylonica* L., *A. platanoides*, *M. × purpurea*, *Prunus avium* (L.) L., *A. hippocastanum*, *A. platanoides*, *A. saccharum*, *Fraxinus americana* L., *M. domestica*, *Tilia × vulgaris* Hayne, *Tilia tomentosa* Moench., *Prunus domestica* L., *S. fragilis*, *T. platyphyllos* és *Salix alba*, a túlevelűek közül pedig az *A. alba*.

Megjegyzendő, hogy számos gazdafaj nem szerepel a Barney és mtsai (1998) által kiadott listában, ezek a következő fajok: *Celtis laevigata* Willd., *Liquidambar orientalis* Mill., *Platanus × hispanica* Münchh és *Sorbus cashmiriana* Hedl.

Összességében elmondható, hogy ebben az országban is megtalálható mindhárom alfaj, elterjedésük – a már említett országokhoz hasonlóan – ugyancsak heterogén. Bár a fehér fagyöngy és kártétele állandó témája a kutatásoknak, sem a *V. album* subsp. *abietis*, sem a többi alfaj pontos elterjedése nem ismert (Barbu 2012), továbbá a gazdafajok számára vonatkozóan sincsen pontos adat.

Lengyelország

Az első feljegyzések Lengyelországra vonatkozóan is Tubeuf-tól (1923) származnak, aki a fagyöngy itteni elterjedését Oroszországgal, Ukrajnával és Örményországgal együtt tárgyalja, ezért pontos gazdafajt az ország mai területét illetően nem lehet meghatározni. A lengyelországi elterjedéssel kapcsolatos szakirodalmi források nehezen érhetőek el, annyi azonban bizonyos, hogy a *V. a.* subsp. *album* a többi alfajhoz viszonyítva jóval gyakoribb (Zajac és Zajac 2001). Urzędów városában 11 gazdafajon észleltek fehér fagyöngyöt (Świąt 2008), Wrocław városában 1999 és 2002 között 20 gazdafaj közel 700 egyedén (Tomaszewska és mtsai 2004), Łódź városában 28 gazdafajról számolnak be több mint 2100 fertőzött egyeddel (Kołodziejek és mtsai 2013). Szczecin környékén több felmérés is készült a fehér fagyöngy elterjedéséről, összesen 66 gazdafajról (21 nemzetség, 13 család) számolnak be, több mint 3000 egyedet számbavéve (Kubus 1998, Zieliński 1997), illetve Varsóban (Warszawa) 27 gazdafajról adnak hírt, több mint 2200 egyedet megvizsgálva (Zachwatowicz és mtsai 2008).

Tubeuf (1923) lehetséges gazdafajként a következő fajokat említi: *T. cordata*, *A. platanoides*, *P. nigra*, *Populus tremuloides* Michx., *C. avellana*, *A. glutinosa*, *S. aucuparia*, *C. betulus*, *Betula* és különböző *Salix* fajok. Napjainkban számos más gazdafaj is előfordul az országban: *R. pseudoacacia*, *Acer saccharinum* L., *A. pseudoplatanus*, *B. pendula*, *M. domestica*, illetve a *C. monogyna*. A *Populus* nemzetségből számos gazdanövény gyakori: *P. × euramericana*, *P. × euramericana* 'Serotina', *P. × euramericana* 'Marilandica', *P. × euramericana* 'Robusta', *P. nigra*, *Populus simonii* Carrière, *Populus × berolinensis* (K. Koch) Dippel, a *Sorbus* nemzetség közül elsősorban a *S. aucuparia*, a *S. aria*, illetve a *Sorbus intermedia* (Ejrz.) Pers. említésre méltó. A *Salix* nemzetségből figyelmet érdemlő gazdanövények a *S. × Sepulcralis*, a *S. alba*, illetve a *S. fragilis* (Bojarczuk 1971, Stypiński 1997, Świąt 2008, Kołodziejek és mtsai 2013). Néhány gazdafajt szintén nem említ Barney és mtsai (1998) munkája, ezek a következők: *Crataegus × media* Bechst., *Crataegus × persimilis* Sarg., *Rhus typhina* L., *Tilia americana* L. 'Stellata' (Zachwatowicz és mtsai 2008).

Lengyelországban a fehér fagyöngy összesen 118 gazdafajon (kultivárokkal együtt 164-en) fordul elő, amelyek 30 nemzetségből és 14 családból kerülnek ki. Főként parkokban, fasorokban és folyók mentén gyakori (Bojarczuk 1971, Stypiński 1997). Az országos elterjedése heterogén, tömegesen fordul elő Lengyelország délnyugati részén, azonban kisebb-nagyobb mértékben máshol is sűrűbben találkozni vele (Zajac és Zajac 2001).

ÖSSZEFOGLALÁS

1. táblázat: Gyakori gazdafajok az egyes közép-európai országokban

Table 1: Common host in 5 Central-European countries

Nemzetség	Faj	HU	SK	CZ	RO	PL
<i>Abies</i>	<i>A. alba</i>					
<i>Pinus</i>	<i>P. sylvestris</i>					
	<i>P. nigra</i>					
<i>Picea</i>	<i>P. abies</i>					
<i>Acer</i>	<i>A. campestre</i>					
	<i>A. platanoides</i>					
	<i>A. pseudoplatanus</i>					
	<i>A. saccharinum</i>					
<i>Tilia</i>	<i>T. cordata</i>					
	<i>T. platyphyllos</i>					
	<i>T. tomentosa</i>					
	<i>T. x europaea</i>					
<i>Juglans</i>	<i>J. nigra</i>					
<i>Robinia</i>	<i>R. pseudoacacia</i>					
<i>Malus</i>	<i>M. domestica</i>					
	<i>M. x purpurea</i>					
<i>Pyrus</i>	<i>P. pyrastrer</i>					
<i>Corylus</i>	<i>C. avellana</i>					
<i>Populus</i>	<i>P. nigra</i>					
	<i>P. x euramericana</i>					
<i>Salix</i>	<i>S. fragilis</i>					
	<i>S. alba</i>					
	<i>S. x sepulcralis</i>					
	<i>S. caprea</i>					
<i>Sorbus</i>	<i>S. aucuparia</i>					
<i>Crataegus</i>	<i>C. monogyna</i>					
<i>Betula</i>	<i>B. pendula</i>					
<i>Aesculus</i>	<i>A. hippocastanum</i>					
<i>Prunus</i>	<i>P. padus</i>					
<i>Quercus</i>	<i>Q. rubra</i>					
<i>Fraxinus</i>	<i>F. pennsylvanica</i>					
	<i>F. excelsior</i>					
	<i>F. americana</i>					

Annak ellenére, hogy számos tanulmány vizsgálta a fehér fagyöngy lokális előfordulását és lehetséges gazdanövényeit, a növény pontos elterjedése az egyes országokban továbbra sem ismert. Bár igen nagyszámú gazdafaj egyezett az országokban, azonban a pontos összehasonlítás nagyon nehéz, mivel az egyes országokban a fagyöngyállományok vizsgálatát más-más módszerrel és eltérő időben végezték. Míg néhány gazdafaj, mint pl. az *Acer platanoides*, a *Robinia pseudoacacia*, a *Sorbus aucuparia*, a *Populus x euramericana*, valamint a tűlevelűek közül az *Abies alba* rendszeresen visszatérő fajok szinte az összes országban, addig a többi gazdanövényt tekintve igen nagy a változatosság. Ennek ellenére megpróbáltunk összeállítani egy összefoglaló táblázatot, amely a fehér fagyöngy azon gazdanövényeit sorolja fel, amelyeket számos szakirodalom említ az egyes országokban (1. táblázat).

Azt, hogy melyik gazdafaj domináns az adott országban, elsősorban a potenciális gazdafajok állományainak összetétele, illetve elterjedése határozza meg. A domborzati és az időjárási viszonyok szintén fontos szerepet játszanak az elterjedésben, valamint a fagyöngy legfőbb terjesztője, a léprigó (*Turdus viscivorus* Linnaeus, 1758) is jelentősen befolyásolja az elterjedést és a fertőzött gazdanövények alakulását. Amíg Magyarországon elsősorban lombos fajokon okoz hatalmas károkat, addig Romániában elsősorban a jegenyefenyőn (*Abies alba*) károsít, más országokban pedig valamennyi alfaj kártétele jelentős. Az utóbbi évek időjárása, a globális felmelegedés, valamint a fagyöngy növekvő fertőzése jelentősen hozzájárul az értékes állományok legyengüléséhez, illetve a tömeges pusztuláshoz. Így e félpárizsa növény elleni védekezés kérdésének megoldása napjainkra egyre sürgetőbb feladat, hiszen természeti értékeink, a hatalmas kiterjedésű közép-európai erdők védelme elengedhetetlen.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmány a DF11P01OVV019 számú „Kertépítészeti módszerek és eszközök területfejlesztésre” című projekt keretében készült, amely eleget tesz a TP 1.4. az alkalmazott kutatási és a nemzeti, valamint kulturális fejlesztési programnak, amelyet a Cseh Köztársaság Kulturális Minisztériuma támogatott.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Anonymus. 1910: Fehér fagyöngy (*Viscum album* L.). Az erdő, 4: 2-3.
- Ascherson, P. and Graebner, P. 1913: Loranthaceae. In: Synopsis der Mitteleuropäischen Flora. Vol. 4, W. Engelmann, Leipzig, 664–676.
- Balázs E.; Máthé I. és Simó G. 2006: A fehér fagyöngy (*Viscum album*) elterjedésének vizsgálata a kolozsvári botanikus kertben. Acta Siculica, Sfântu Gheorghe, 1: 69–76.
- Ball, P. W. 1993: *Viscum* L. In: Tutin, T. G.; Burges, N. A.; Chater, A. O.; Edmondson, J. R.; Heywood, V. H.; Moore, D. M.; Valentine, D. H.; Walters, S. M. and Webb, D. A. (eds.): Flora Europaea, Vol. 1, Psilotaceae to Platanaceae. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 86.
- Barbu, C. 2010: The incidence and distribution of white mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) on Silver fir (*Abies alba* Mill.) stands from Eastern Carpathians. Annals of Forest Research, 53 (1): 27–36.
- Barbu, C. O. 2012: Impact of White mistletoe (*Viscum album* ssp. *abietis*) infection on needles and crown morphology of silver fir (*Abies alba* Mill.). Not Bot Horti Agrobo, 40 (2): 152–158.
- Barney, C. W.; Hawksworth, F. G. and Geils, B. W. 1998: Hosts of *Viscum album*. European Journal of Forest Pathology, 28 (3): 187–208.
- Bartha, D. 2012: Dendrológia. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 251.
- Becker, H. 2000: European mistletoe: Taxonomy, host trees, parts used, physiology. In: Büssing, A. (eds): Mistletoe: The genus *Viscum*. Hardwood Academic Publishers, Amsterdam, 31–44.
- Bojarczuk, T. 1971: Zywiciele jemioly pospolitej (*Viscum album* L.) w Polsce. Rocznik Dendrologiczny, 25: 189–203.
- Böhling, N.; Greuter, W.; Raus, T.; Snogerup, B.; Snogerup, S. and Zuber, D. 2002: Notes on the Cretan mistletoe, *Viscum album* subsp. *creticum* subsp. nova (Loranthaceae/Viscaceae). Israel Journal of Plant Sciences, 50: 77–84.
- Boros Á. 1926: Kiegészítő adatok a fehér fagyöngy hazai elterjedéséhez. Erdészeti Kutatások, 29 (3–4): 64–66.
- Bulíř, P. 2010: Analýza výskytu jmelí bílého (*Viscum album* L. ssp. *album*) a zdravotní stav dřeviny v zámeckém parku Lednice. Vliv abiotických a biotických stresorů na vlastnosti rostlin 2010, Česká zemědělská univerzita v Praze, 160–163.
- Bull, H. 1864: The mistletoe (*Viscum album* L.) in Herefordshire. Journal of Botany, British and foreign, 2: 361–385.
- Dobbertin, M.; Hilker, N.; Rebetz, M.; Zimmermann, N. E.; Wohlgenuth, T. and 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: 40–47.



- Dostál, L. 1985: Poznámky k rozšíreniu imela bieleho na východnom Slovensku. Zborník Východoslovenského múzea v Košiciach, Prírodné vedy 25. Východoslovenské vydavateľstvo, Košice, 51–67.
- Eliáš, P. 2001: Zmeny v početnosti u hostiteľských drevinách imela bieleho (*Viscum album* L.) v meste Trnava, JZ Slovensko. Acta Facultatis Paedagogicae Universitatis Tyrnaviensis, Séria. B, Trnava, 5: 3–12.
- Eliáš, P. 2002: Hostiteľské dreviny imelovcovitých (Loranthaceae) na Slovensku. Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti, Bratislava, 24: 175–180.
- Florance, E. C. 1914: Le gui général et le gui sur le chêne. Travail présenté à l'Assemblée Générale de la Société d'Histoire Naturelle, le 29 Mai 1908. Société d'Histoire Naturelle, Loir-et-Cher Bull. 14: 138–261. Blois: Imprimerie Centrale, Administrative et Commerciale.
- Fritsch, I. 1928: A fagyöngyről. Erdő, 2–4.
- Gencsi L. és Vancsura R. 1992: Dendrológia. Erdészeti növénytan II. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728.
- Grazi, G. and Zemp, M. 1986: *Genista cinerea* DC., ein natürlicher Sammelwirt für *Viscum album* L. ssp. *album* und *Viscum album* ssp. *austriacum* (Wiesb.) Vollmann. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft, 99: 99–103.
- Grundmann, B. M.; Pietzarka, U. and Roloff A. 2011: *Viscum album* L. In: Roloff, A. et al. (Hrsg.): Enzyklopädie der Holzgewächse, Wiley VCH, Weinheim, 59, Erg. Lfg. 1–23.
- 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.
- Hajdúk, J. 1977: Poznámky k výskytu a ekológii *Viscum album* L. s. l. na Slovensku. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 12: 201–205.
- Hawksworth, F. G. 1974: Mistletoes on introduced trees of the world. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 469. Forest Service, Washington, D.C. 49.
- Hawksworth, F. G. 1983: Mistletoes as forest parasites. In: Calder, M. and Bernhardt, P. (eds) The biology of mistletoes. Academic Press Sydney, Australia, 317–333.
- Hirka A. (ed.): 2011: A 2010. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2011-ben várható károsítások. ERTI, Budapest, 120–121.
- Hirka A. és Janik G. 2009: A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) és a sárga fagyöngy (*Loranthus europaeus* Jacq.) életmódja és jelentősége Magyarországon. Növényvédelem, 45 (4): 184–190.
- Houfiek, J. 1973: Rozšíření jmelí (*Viscum* L.) v Československu. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 8: 210–214.
- Iversen, J. 1944: *Viscum*, *Hedera* and *Ilex* as climate indicators. Geologiska Foreningens i Stockholm Forhandlingar, 66: 463–483.
- Janssen, T. 2001: Zur Gemeinen Mistel (*Viscum album* L.). Forst und Holz, 56: 215–219.
- Jesse, E. 1844: The mistletoe. In: Scenes and tales of country life, with Recollections of Natural History, London: John Murray, 66–73.
- Kolodziejek, J.; Patykowski, J. and Kolodziejek, 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.
- Kubát, K. 1974: *Viscum album* L. v Českém středohoří. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 9: 29–31.
- Kubát, K. 1997: Viscaceae Batsch. – jmelovité. In: Slavík, B. (eds): Květena České republiky, 5. Academia, Praha, 468–473.
- Kubus, M. 1998: Jemiola pospolita *Viscum album* L. na terenie prawobrzeżnego Szczecina. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis, 188 (71): 51–62.
- Kučera, J. 1989: Příspěvek k rozšíření jmelí (*Viscum* L.) v okrese Rychnou nad Kněžnou. Orchis, 8 (2): 1–3.
- Melbourne Code (International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants) 2011: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php>
- Nickrent, D. L. 2002: Parasitic plants of the world. In: López-Sáez, J. A.; Rodríguez, P. C. and Sáez, L. (eds): Plantas Parasitas del la Peninsula Iberica e Islas Baleares. MundiPresna, Madrid, 7–27.
- Nickrent, D. L.; Malécot, V.; Vidal-Russell, R. and Der J. R. 2010: A revised classification of Santalales. Taxon, 59 (2): 538–558.
- Perring, F. 1973: Mistletoe. In: Plants: Wild and Cultivated. Botanical Society of the British Isles, Conference on Horticulture and Field Botany, 2–3 September 1972, Conf. Rep. 13. Ed. By P. S. Green, Hampton: E. W. Classey. 139–145.
- Procházka, 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, Praha, 76(4): 349–359.
- Rejmánek, M.; Šmídt, I. a Krlička, M. 1978: Hostiteľské dreviny *Viscum album* L. v Košiciach a v Prešove. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 13: 125–126.

- Richter, M. 2011: Mistletoe (*Viscum album* L. subsp. *album*) on the Dawn-redwood (*Metasequoia glyptostroboides* Hu et W. C. Cheng). Rocznik polskiego towarzystwa dendrologicznego, Warszawa, 59: 9–12.
- Roth Gy. 1926: A fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) elterjedése hazánkban. Erdészeti Kutatások, 29 (3–4): 44–63.
- Roth Gy. 1916: A fehér és sárga fagyöngy előfordulása hazánkban. Természettudományi Közlöny, 48: 480–483.
- Schupler B. A. 2011: A kolozsvári zöldövezetek fehér fagyöngy (*Viscum album* L.) állományának felmérése. Szakdolgozat, Universitatea Babeş–Bolyai, Facultatea de Biologie și Geologie. Cluj-Napoca, 51.
- Skalický, V. 1974: Poznámky k rozšíření jmelí (*Viscum* L.) v ČSSR. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 9: 32–34.
- Spálavský, M. 2001: Zhodnocení rodu *Viscum* L. z pohledu zahradní a krajinářské tvorby. diplomová práce, Mendelu v Brně, Zahradnická fakulta, Lednice, 95.
- Stopp, F. 1961: Unsere Misteln. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, p. 76.
- Stypiński, P. T. 1997: Biologia i ekologia jemioli pospolitej (*Viscum album*, Viscaceae) w Polsce. Fragmenta Floristica et Geobotanica, Series Polonica, Supplementum 1, Instytut Botaniki im. W. Szafera, Polska Akademia Nauk, Kraków, 117.
- Świąt, F. 2008: Materials for the distribution and ecology of the mistletoe (*Viscum album* L. subsp. *album* P. W. Ball) in central-eastern Poland. Annales Universitatis Marie Curie-Sklodowska, Biologia, 63(1): 51–61.
- Tomášek, J. 1974: Rozšíření jmelí (*Viscum* L.) na Gottwaldovsku. Zprávy Československé botanické společnosti, 9: 150–151.
- Tomášek, J. 1981: Doplnky k výskytu jmelí (*Viscum* L.) na Gottwaldovsku. Zprávy Československé botanické společnosti, 15: 150–151.
- Tomaszewska, K.; Koziol, M. and Iwanowska, A. 2004: Występowanie jemioli pospolitej (*Viscum album* L.) w niektórych dzielnicach Wrocławia. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Rolnictwo, 487 (85): 171–181.
- Troels-Smith, J. 1960: Ivy, Mistletoe and Elm. Climate indicators, Fodder Plants, Geological Survey of Denmark IV. Series 4: 1–32.
- Tubeuf, C. v. 1923: Monographie der Mistel. Verlag Oldenbourg, München, 832.
- Unar, J. 1981: *Viscum album* L. s. s. v intravilánu města Hranice na Moravě. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 15: 96–98.
- Unar, J. et al. 1985: Příspěvek k rozšíření jmelí bílého (*Viscum album* L.) na Moravě. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 20: 115–127.
- Vacek, V. 1974: *Viscum album* Boiss. et Reut. subsp. *laxum* na Přesticku. Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 9: 148.
- Walldén, B. 1961: Misteln vid dess Nordgrans. Svensk Botanisk Tidskrift, 55: 427–549.
- Walz, L. 1885: A *Viscum album* L. gazdanövényei Kolozsvár vidékén. Magyar Növénytaní Lapok, 9: 42–43.
- Wangerin, W. 1937: Lorantheaceae. In: Kirchner, O. v.; Loew, E. and Schroeter, C. (eds): Lebensgeschichte der Blütenpflanzen Mitteleuropas, vol. II/1. Ulmer, Stuttgart. 953–1146.
- Zachwatowicz, M.; Petrovic, K. and Wójcikowska, B. S. 2008: The occurrence of European mistletoe under the conditions of high human impact in the central part of Warsaw, Poland. Problemy Ekologii Krajobrazu, 22: 101–114.
- Zajac, A. and Zajac, M. (eds): 2001: Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland. Laboratory of Computer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, Krakow, 714.
- Zavřel, H. 1973: Rozšíření jmelí bílého (*Viscum album* L. s. s.) na Kroměřížsku. Zprávy Československé botanické společnosti, 8: 76–78.
- Zieliński J. 1997: Jemiola pospolita *Viscum album* L. na terenie lewobrzeżnego Szczecina. Zesz. Nauk. AR 178, 69–87.
- Žlebčík, J. 1975: Poznámky k výskytu jmelí (*Viscum album* L.). Zprávy Československé botanické společnosti, Praha, 10: 25–26.
- Zuber, D. 2004: Biological flora of Central Europe: *Viscum album* L. Flora, 199(3): 181–203.

Érkezett: 2013. március 26.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



A fehér fagyöngy virágai

A fehér fagyöngy (*Viscum album*) levélhóraljiban ülő porzós virágzata (felső kép) rendszerint nagyobb a termős virágzatnál. Néhány nappal a termős virágzat után nyílik. A virágzás időszaka csupán néhány hétig, márciustól áprilisig tart, ami kedvező időjárási viszonyok esetén akár februárban is kezdődhet. A porzós virágzatok az elvirágzás után hamarosan lehullnak. A termős virágok (alsó kép) megporzását a tavaszi időszakban a szél végzi, de előfordulhat a legyek általi megporzás is. A megtermékenyítést követően a nyári időszakban a bogyók növekedni kezdenek, de csak tél elejére válnak teljesen éretté. Ez az egyetlen időszak, amikor a kétlaki növény egyedei nem szerint elkülöníthetőek.

Fotó: Csóka György

Szöveg: Baltazár Tivadar

A SOPRONI-HEGYSÉG BAZÍDIUMOS NAGYGOMBÁINAK ERDÉSZETI SZEMPONTÚ VIZSGÁLATA

Folcz Ádám¹, Börcsök Zoltán², Dima Bálint³ és Frank Norbert¹

¹Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

²Nyugat-magyarországi Egyetem, Faipari Mérnöki Kar

³Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar

Kivonat

A mikológia egy napjainkban gyorsan fejlődő tudományterület, mely számos ponton kapcsolódik az erdőgazdálkodáshoz. Kutatási célunk, hogy a Soproni-hegység mikológiai vizsgálata során feltárjuk ezeket a kapcsolatokat. Vizsgálatainkat 2010-ben kezdtük el, és napjainkban is folynak. Az eltelt három termőtestképzési időszak alatt különböző mintavételi módszereket (terepi bejárás, nagy mintaterület, kis mintaterület) alkalmaztunk, hogy képet kapjunk azok alkalmazhatóságáról. Összesen 364 bazídiumos nagygombát dokumentáltunk a hegyvidék területéről. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a Soproni-hegység egy mikológiai szempontból fajgazdag, változatos terület, valamint a nagygombák ökológiailag és gazdaságilag is jelentős szereppel bírnak az erdő, illetve az erdőgazdálkodás életében (indikátorszerep, természetvédelem, mellékhaszonvétel, egészségi állapot, avar- és holtfa-lebontás stb.), és ismeretüknek számos gyakorlati alkalmazási lehetősége is van.

Kulcsszavak: erdőgazdálkodás, fajlista, mikológia, mintavételezés, Sopron, védett fajok

MACROFUNGI (BASIDIOMYCOTA) INVESTIGATIONS IN THE SOPRON HILLS (WESTERN HUNGARY) FROM FORESTRY POINT OF VIEW

Abstract

Mycology is a rapidly developing discipline, which has strong connections to the forestry management. To discover these relationships, mycological investigation was carried out in the Sopron Mts (Western Hungary). The monitoring was started in 2010, and it has not been ended so far. Different sampling methods were applied (e.g. random field work, small and large sampling plots) in the past three fruiting periods of macrofungi to understand their applicability. Altogether 364 taxa were documented. Based on our preliminary results, the Sopron Mts is a species rich, diverse area from mycological point of view. Ecologically as well as economically, macrofungi play important role in the life of the forests and forestry managements (e.g. indicator function, nature conservation, health condition, decay of litter and dead wood, secondary source of income, etc.), and their knowledge has several future possibilities in practical use.

Keywords: check-list, monitoring, mycology, protected species, silviculture, Sopron



BEVEZETÉS

A nagygombák vizsgálata általában egy kevésbé preferált téma az erdészeti kutatások terén. Kivételt képeznek ez alól a taplógombák, melyek erdészeti vonatkozású kutatása (számos ide tartozó fajnak farontó életmódja miatt) valamivel régebbre nyúlik vissza (Igmándy 1981; Szabó 2012), mint a kalapos vagy egyéb termőtesttípusú gombáké. A nagygombák szélesebb körű erdészeti alkalmazási lehetőségének, az erdőgazdálkodási tevékenységek és a gombák kapcsolatának vizsgálata azonban még várat magára.

Célkitűzéseink közé tartozik, hogy megismerjük a Soproni-hegység nagygombaközösségeit élőhely- és faállománytípusonként. Fontos célunk továbbá, hogy vizsgáljuk az erdőgazdálkodás és a nagygombák (főleg a kalapos gombák) kapcsolatát. Ezek az ismeretek a későbbiekben lehetőséget adhatnak a gombák, mint potenciális indikátor élőlények részletesebb vizsgálatára. Napjainkban egyre fontosabb a mesterséges mikorrhizálás kérdése. Ehhez azonban fontos megismerkedünk a helyi faállományokban természetesen megjelenő mikorrhizás gombafajokkal, hogy azokból szükség esetén a megfelelő termőhelyre oltóanyagot készíthessünk, erdősítéseink segítésére. Folyamatos nagygombavizsgálatainkat 2010 nyarán kezdtük el a Soproni-hegységben, és jelenleg is folynak a kutatások.

Mikológiai mintavételezés általában mintaterületeken zajlik, úgy, hogy egy, adott területegységre jellemző élőhelye(ke)n, mintaterületeket jelölnek ki, és azokat időről időre végigjárva feljegyzik az ott megjelenő fajokat, a gombatermőtestek számát stb. Az első jelentős magyarországi gombacönológiai módszertani leírást Bohus és Babos (1960) készítette. Ebben részletesen összefoglalták a mintavételezési módszerek előnyeit, hátrányait. A közelmúltban Pál-Fám (2002) készített egy irodalmi összefoglaló dolgozatot a nagygomba-cönológiai módszerekről. Ebből kiderül, hogy a mintaterületek méretének, számának és helyének kiválasztására nincsenek írott szabályok. Arnolds (1992) kompromisszumos javaslata szerint például, erdőben az 1000 m² mintaterületek kijelölése célszerű. Magyarországon a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) erdőrezervátum-kutatás projektjén belül a nagygombák mennyiségi vizsgálatára a protokoll 500 m²-es mintaterület kijelölését írta elő, míg fajlistát a teljes állományról kellett készíteni (Siller és mtsai 2004). Az Őrs-Erdő projekt keretében zajló őrsei monitoringmunka során pedig 900 m²-es (30 × 30 m) mintavételi egységet alkalmaztak (Siller és mtsai 2012).

Ezek a munkák fontos iránymutatást nyújtottak módszereink és mintaterületeink kiválasztásához.

EDDIGI MIKOLÓGIAI EREDMÉNYEK A SOPRONI-HEGYSÉGBŐL

Sopron környékének gombáival foglalkozó első tudományos munka az 1950–1960-as évekből származik, melynek szerzője Lenky Jenő volt. Munkásságát Frank és Rimóczi (1998) dolgozta fel és újította meg. Ebben három év feljegyzései találhatók. A szerző 454 faj előfordulását jegyzi fel Sopron környékén. Ez időtájról származik Bohus és mtsai (1951) megjegyzése, mely szerint Sopron környékén egyetlen nap akár 170 gombafajt is lehet találni. Meg kell emlékezni Csapodi (1963) írásáról, amely a Soproni-hegységhez nyújt újabb információkat. Szintén ezekben az években zajlott Bohus és Babos (1967) részletes, savanyú talajú lomberdők gombavilágát feltáró vizsgálata, mely során, Sopron környékén is jelöltek ki mintaterületet. Sajnos az ezt követő évtizedekben nem volt nagyobb mértékű mikológiai adatgyűjtés a hegységben. Meg kell emlékeznünk továbbá Igmándy (1981) munkásságáról, aki szintén gyűjtött adatokat, többnyire a fán élő, farontó csővestaplók köréből. Az elmúlt bő két évtizedben több publikációban is találhatunk gombaadatokat a hegyvidék területéről. Babos (1989) átfogó munkája számos soproni gyűjtést tartalmazott, míg Frank (1999) a rozsdavörös fenyőtínóru (*Suillus tridentinus* (Bres.) Singer) előfordulását publikálta. Kutszegi és Dima (2008) dolgozata szerint a Soproni-hegység a második legfajgazdagabb terület az országban az európai veszélyeztetettségű gerebenfajok (Bankeraceae) tekintetében.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kutatásunk első évében, 2010-ben, mintaterületek nélkül, rendszeres terepi bejárásokkal vizsgáltuk a hegyvidék nagyombavilágát (Folcz és Frank 2011). Célunk a gombák előfordulásának feljegyzése mellett az volt, hogy a későbbi mintaterületes vizsgálatokhoz alkalmas területeket találjunk. Ugyanebben az évben készült egy természetvédelmi jellegű felmérés is egy nagyobb mintaterületen, ahol lényegesen kevesebb faj került elő (Varga 2010). A terepi bejárás során figyeltünk az antropogén hatásoktól kevésbé érintett területeket is vizsgálni, illetve a hegyvidéket a lehető legátfogóbban megismerni mikológiai szempontból. A 2011-es évben az előző év tapasztalatai alapján két gombacönológiai szempontból nagyméretű (kb. 2–3 ha) mintaterületet jelöltünk ki ahol rendszeres felvételezéseket végeztünk. A két mintaterület mellett folytattuk a véletlenszerű terepi bejárásokat. A következő év (2012) tavaszán, a hegyvidék területén összesen 14 mintaterületet jelöltünk ki, melyek nagyságát 1600 m²-ben (40 × 40 m) állapítottuk meg az irodalomban fellelhető eddigi eredmények alapján (pl. Arnolds 1992; Pál-Fám 2002).

A különböző típusú mintavételezési módok kipróbálásának oka az volt, hogy a későbbiekben minél megfelelőbb módszert alkalmazhassunk a Soproni-hegység mikológiai feltérképezésére. Mindhárom típusú adatgyűjtés esetén figyeltünk arra, hogy a hegyvidékre legjellemzőbb faállománytípusok nagyombavilágáról kapjunk képet.

Az adatgyűjtéseket az időjárási viszonyok függvényében végeztük. A felmérések során begyűjtöttük és meghatároztuk a gombafajokat. A határozásokat többek között az alábbi munkákból végeztük: Aronsen (2010–2012), Gerhardt (2008), Knudsen és Vesterholt (2008, 2012) stb. A fajokat többnyire makroszkópos és ökológiai jellemzőik, esetenként mikroszkópos bélyegeik (pl. spórák) alapján határoztuk meg. A spóraméréseket 650–1600-szoros nagyításban, Zeiss Laboval 2/I/C típusú fénymikroszkóppal és apokromatikus olajimmerziós objektívvel végeztük. A 2012 évben fungáriumot készítettünk, míg a korábbi években megtalált fajokról fotódokumentáció (és egyes esetekben fungárium is) készült, melyek a szerzők gyűjteményeiben találhatóak.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A 2010 és 2012 közötti időszakban a Soproni-hegységből 364 bazídiumos nagyombataxont sikerült meghatározunk, melyek listáját az 1. táblázat tartalmazza. A táblázatban feltüntettük a taxon nevét, az adott gomba gyakorisági indexét (vizsgálati évenként) és életmódtípusát (ökológiai funkcióját). A rendszer-tani besorolást Knudsen és Vesterholt (2012), valamint a CABI (2013) alapján készítettük el. Az életforma-típusok besorolását Knudsen és Vesterholt (2012), Krieglsteiner (2000 a, b), Rinaldi és mtsai (2008) munkái alapján végeztük el.



1. táblázat: A felmérések során a Soproni-hegységből 2010–2012 között gyűjtött és meghatározott nagygombák listája (Élőhely: AC = acidofil lomberdő, ACFEL = acidofil fenyőelegyes lomberdő, FEÜL = fenyőelegyes üde lomberdő, FÜVES = rétek, füves élőhelyek, LF = lucfenyő, PIONIR = pionír erdőszélek, ligetek, RAKODÓ = rakodók, ÜL = üde lomberdő, VF = vörösfenyő; I = 2010; II = 2011; III = 2012; gyakorisági indexek: 1 = nagyon ritka, 2 = ritka, 3 = szórányos, 4 = gyakori, 5 = nagyon gyakori; É = életmódtípusok: s = szaprotróf, m = mikorrhizás, p = parazita).

Table 1: List of macrofungi collected and identified from the Sopron Mts in 2010–2012 (Habitat: AC = acidophilous deciduous forest, ACFEL = acidophilous deciduous forest mixed with conifers, FEÜL = moist deciduous forest mixed with conifers, FÜVES = meadows, grasslands, LF = *Picea abies*, PIONIR = pioneer forest margins, groves, RAKODÓ = loading stands of wood, ÜL = moist deciduous forest, VÖ = *Larix decidua*; I = 2010; II = 2011; III = 2012; index of occurrences: 1 = very rare, 2 = rare, 3 = occasional, 4 = common, 5 = very common; É = life strategies: s = saprotrophic, m = mycorrhizal, p = parasite).

Taxonév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Agaricus arvensis</i> Schaeff.	Agaricaceae, Agaricales	LF, FEÜL	3	1	2	s
<i>Agaricus augustus</i> Fr.	Agaricaceae, Agaricales	LF, FEÜL	1	0	1	s
<i>Agaricus bitorquis</i> (Quél.) Sacc.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	0	0	1	s
<i>Agaricus campestris</i> L.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	1	0	0	s
<i>Agaricus essettei</i> Bon	Agaricaceae, Agaricales	LF	2	1	1	s
<i>Agaricus phaeolepidotus</i> F. H. Møller	Agaricaceae, Agaricales	LF	1	0	0	s
<i>Agaricus sylvaticus</i> Schaeff.	Agaricaceae, Agaricales	LF, FEÜL	3	0	2	s
<i>Agaricus urinascens</i> (Jul. Schäff. & F. H. Møller) Singer	Agaricaceae, Agaricales	RAKODÓ	1	0	0	s
<i>Agaricus xanthodermus</i> Genev.	Agaricaceae, Agaricales	ÜL	2	0	2	s
<i>Agrocybe praecox</i> (Pers.) Fayod	Strophariaceae, Agaricales	ÜL	4	1	2	s
<i>Albatrellus cristatus</i> (Schaeff.) Kotl. & Pouzar	Albatrellaceae, Russulales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Amanita caesarea</i> (Scop.) Pers.	Amanitaceae, Agaricales	AC	2	1	0	m
<i>Amanita citrina</i> (Schaeff.) Pers.	Amanitaceae, Agaricales	AC, ÜL	3	0	5	m
<i>Amanita crocea</i> (Quél.) Singer	Amanitaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	1	m
<i>Amanita excelsa</i> (Fr.) Bertill.	Amanitaceae, Agaricales	ACFEL	1	0	1	m
<i>Amanita fulva</i> Fr.	Amanitaceae, Agaricales	ACFEL	4	0	3	m
<i>Amanita gemmata</i> (Fr.) Bertill.	Amanitaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam.	Amanitaceae, Agaricales	LF, ÜL	4	1	3	m
<i>Amanita pantherina</i> (DC.) Krombh.	Amanitaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	m
<i>Amanita phalloides</i> var. <i>alba</i> Costantin & L. M. Dufour	Amanitaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	m
<i>Amanita phalloides</i> var. <i>phalloides</i> (Vaill. ex Fr.) Link	Amanitaceae, Agaricales	FEÜL	3	1	1	m
<i>Amanita rubescens</i> Pers.	Amanitaceae, Agaricales	FEÜL	5	1	4	m
<i>Amanita solitaria</i> (Bull.) Mérat	Amanitaceae, Agaricales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Amanita vaginata</i> f. <i>alba</i> (De Seynes) Veselý	Amanitaceae, Agaricales	AC	1	0	1	m
<i>Amanita vaginata</i> f. <i>vaginata</i> (Bull.) Lam.	Amanitaceae, Agaricales	AC	3	0	0	m
<i>Armillaria cepistipes</i> Velen.	Physalacriaceae, Agaricales	AC, ÜL	2	0	0	p
<i>Armillaria mellea</i> (Vahl.) P. Kumm.	Physalacriaceae, Agaricales	ÜL	5	1	5	p
<i>Armillaria ostoyae</i> (Romagn.) Herink	Physalacriaceae, Agaricales	LF	3	0	1	p
<i>Armillaria tabescens</i> (Scop.) Emel	Physalacriaceae, Agaricales	AC, ÜL	5	0	4	s
<i>Asterophora lycoperdoides</i> (Bull.) Ditmar	Lyophyllaceae, Agaricales	AC, ACFEL	3	0	0	s
<i>Auricularia auricula-judae</i> (Bull.) Quél.	Auriculariaceae, Auriculariales	ÜL	2	1	1	s
<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray	Auriscalpiaceae, Russulales	LF, FEÜL	2	0	1	s
<i>Baeospora myosura</i> (Fr.) Singer	Cyphellaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	3	s
<i>Bolbitius reticulatus</i> (Pers.) Ricken	Bolbitiaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	1	0	s
<i>Boletopsis leucomelaena</i> (Pers.) Fayod	Bankeraceae, Thelephorales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Boletus aereus</i> Bull.	Boletaceae, Boletales	AC	1	0	0	m
<i>Boletus calopus</i> Pers.	Boletaceae, Boletales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Boletus edulis</i> Bull.	Boletaceae, Boletales	ACFEL	4	1	2	m

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

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Boletus luridiformis</i> Rostk.	Boletaceae, Boletales	FEÜL	2	0	1	m
<i>Boletus pinophilus</i> Pilát & Dermek	Boletaceae, Boletales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Boletus regius</i> Krombh.	Boletaceae, Boletales	ÜL	1	0	0	m
<i>Boletus reticulatus</i> Schaeff.	Boletaceae, Boletales	AC	1	0	0	m
<i>Calocybe gambosa</i> (Fr.) Donk	Lyophyllaceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	s
<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.	Cantharellaceae, Cantharellales	AC	3	0	1	m
<i>Cantharellus friesii</i> Quéf.	Cantharellaceae, Cantharellales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Chalciporus piperatus</i> (Bull.) Bataille	Boletaceae, Boletales	LF	2	0	1	m
<i>Chlorophyllum olivieri</i> (Barla) Vellinga	Agaricaceae, Agaricales	LF	4	2	4	s
<i>Chroogomphus rutilus</i> (Schaeff.) O. K. Mill.	Gomphidiaceae, Boletales	FEÜL	1	0	2	m
<i>Clavaria acuta</i> Sowerby	Clavariaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Clavariadelphus pistillaris</i> (L.) Donk	Clavariadelphaceae, Gomphales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Clavulina cinerea</i> (Bull.) J. Schröt.	Clavulinaceae, Cantharellales	ACFEL	4	0	0	m
<i>Clavulina coraloides</i> (L.) J. Schröt.	Clavulinaceae, Cantharellales	LF, FEÜL	4	0	1	m
<i>Clavulina rugosa</i> (Bull.) J. Schröt.	Clavulinaceae, Cantharellales	LF	2	0	0	m
<i>Clitocybe connata</i> (Schumach.) Gillet	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Clitocybe ditopus</i> (Fr.) Gillet	Tricholomataceae, Agaricales	LF	3	0	2	s
<i>Clitocybe nebularis</i> (Batsch) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	5	1	4	s
<i>Clitocybe odora</i> (Bull.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	s
<i>Clitocybe phaeophthalma</i> (Pers.) Kuyper	Tricholomataceae, Agaricales	ÜL	2	0	1	s
<i>Clitocybe phyllophila</i> (Pers.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	LF	1	0	1	s
<i>Clitocybe rivulosa</i> (Pers.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	FÜVES	0	0	1	s
<i>Clitocybe vibecina</i> (Fr.) Quéf.	Tricholomataceae, Agaricales	LF	2	0	1	s
<i>Clitocybula platyphylla</i> (Pers.) Malençon & Bertault	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	5	1	2	s
<i>Clitopilus prunulus</i> (Scop.) P. Kumm.	Entolomataceae, Agaricales	PIONIR	3	0	1	s
<i>Collybia cookei</i> (Bres.) J. D. Arnold	Marasmiaceae, Agaricales	AC, ACFEL	3	0	0	s
<i>Conocybe rickeniana</i> P. D. Orton	Bolbitiaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	2	2	s
<i>Coprinellus disseminatus</i> (Pers.) J. E. Lange	Psathyrellaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	1	s
<i>Coprinellus impatiens</i> (Fr.) J. E. Lange	Psathyrellaceae, Agaricales	RAKODÓ	3	0	2	s
<i>Coprinellus micaceus</i> (Bull.) Vilgalys, Hopple & Jacq. Johnson	Psathyrellaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	s
<i>Coprinellus silvaticus</i> (Peck) Gminder	Psathyrellaceae, Agaricales	AC, ÜL	1	1	1	s
<i>Coprinopsis atramentaria</i> (Bull.) Redhead, Vilgalys & Moncalvo	Psathyrellaceae, Agaricales	RAKODÓ	2	0	2	s
<i>Coprinopsis picacea</i> (Bull.) Redhead, Vilgalys & Moncalvo	Psathyrellaceae, Agaricales	ÜL	1	1	1	s
<i>Coprinus comatus</i> (O. F. Müll.) Pers.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	4	1	4	s
<i>Cortinarius calochrous</i> (Pers.) Gray	Cortinariaceae, Agaricales	ÜL	0	0	1	m
<i>Cortinarius caperatus</i> (Pers.) Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	ACFEL	2	0	1	m
<i>Cortinarius cinnamomeus</i> (L.) Fr	Cortinariaceae, Agaricales	LF	1	0	1	m
<i>Cortinarius croceus</i> (Schaeff.) Gray s. l.	Cortinariaceae, Agaricales	ACFEL	0	1	1	m
<i>Cortinarius emollitus</i> Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	ACFEL	3	0	0	m
<i>Cortinarius hinnuleus</i> Fr. s. l.	Cortinariaceae, Agaricales	AC, ACFEL	0	0	1	m
<i>Cortinarius largus</i> Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	m
<i>Cortinarius orellanus</i> Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	AC, ACFEL	3	0	0	m
<i>Cortinarius phoeniceus</i> (Vent.) Maire	Cortinariaceae, Agaricales	AC, ACFEL	1	0	1	m
<i>Cortinarius renidens</i> Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Cortinarius scaurotraganoides</i> Rob. Henry ex Rob. Henry	Cortinariaceae, Agaricales	ÜL	2	0	0	m

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

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Cortinarius semisanguineus</i> (Fr.) Gillet s. l.	Cortinariaceae, Agaricales	LF	2	0	0	m
<i>Cortinarius subpurpurascens</i> (Batsch) Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	AC, ACFEL	2	0	2	m
<i>Cortinarius torvus</i> (Fr.) Fr. s. l.	Cortinariaceae, Agaricales	AC	3	0	1	m
<i>Cortinarius trivialis</i> J. E. Lange s. l.	Cortinariaceae, Agaricales	AC	1	0	0	m
<i>Cortinarius variegator</i> (Pers.) Fr. s. l.	Cortinariaceae, Agaricales	LF	2	0	1	m
<i>Cortinarius venetus</i> (Fr.) Fr.	Cortinariaceae, Agaricales	AC, ACFEL	1	1	1	m
<i>Craterellus cinereus</i> (Pers.) Pers.	Cantharellaceae, Cantharellales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Craterellus cornucopioides</i> (L.) Pers.	Cantharellaceae, Cantharellales	FEÜL	5	0	1	m
<i>Craterellus tubaeformis</i> (Fr.) Quéél.	Cantharellaceae, Cantharellales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Crepidotus variabilis</i> (Pers.) P. Kumm.	Crepidotaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Cyathus olla</i> (Batsch) Pers.	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	1	s
<i>Cyathus striatus</i> (Huds.) Willd.	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Cystoderma amianthinum</i> (Scop.) Fayod	Agaricaceae, Agaricales	LF	1	0	0	s
<i>Daedalea quercina</i> (L.) Pers.	Fomitopsidaceae, Polyporales	ÜL	4	0	0	s
<i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	3	0	0	s
<i>Delicatula integrella</i> (Pers.) Fayod	Tricholomataceae, Agaricales	ÜL	2	0	0	s
<i>Echinoderma aspera</i> (Pers.) Bon	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Entoloma clypeatum</i> (L.) P. Kumm.	Entolomataceae, Agaricales	AC, ÜL	0	0	1	m
<i>Entoloma sinuatum</i> (Bull.) P. Kumm.	Entolomataceae, Agaricales	AC, ÜL	3	0	1	m
<i>Exidia glandulosa</i> (Bull.) Fr.	Auriculariaceae, Auriculariales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Exidia nigricans</i> (With.) P. Roberts	Auriculariaceae, Auriculariales	FEÜL	5	0	0	s
<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	Fistulinaceae, Agaricales	AC	3	0	2	p
<i>Flammulina velutipes</i> (Curtis) Singer	Physalaciaceae, Agaricales	ÜL	2	1	1	p
<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	4	1	2	p
<i>Fomitiporia robusta</i> (P. Karst.) Fiasson & Niemelä	Hymenochaetaceae, Hymenochaetales	AC, ÜL	1	1	1	p
<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.) P. Karst.	Fomitopsidaceae, Polyporales	ACFEL	4	0	0	p
<i>Galerina marginata</i> (Batsch) Kühner s. l.	Hymenogasteraceae, Agaricales	LF	3	0	1	s
<i>Ganoderma applanatum</i> (Persoon) Patouillard	Ganodermataceae, Polyporales	ÜL	0	1	0	p
<i>Ganoderma lucidum</i> (Curtis) P. Karst.	Ganodermataceae, Polyporales	ÜL	2	0	1	p
<i>Geastrum fimbriatum</i> Fr.	Geastraceae, Geastrales	LF	2	0	1	s
<i>Geastrum rufescens</i> Pers.	Geastraceae, Geastrales	LF	3	0	0	s
<i>Geastrum triplex</i> Jungh.	Geastraceae, Geastrales	LF	1	0	0	s
<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen) P. Karst.	Gloeophyllaceae, Gloeophyllales	ÜL	3	0	0	s
<i>Gomphidius glutinosus</i> (Schaeff.) Fr.	Gomphidiaceae, Boletales	LF	2	0	1	m
<i>Gomphidius maculatus</i> (Scop.) Fr.	Gomphidiaceae, Boletales	FEÜL	1	0	0	m
Gomphidius roseus (Fr.) Fr.	Gomphidiaceae, Boletales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Gribovalia frondosa</i> (Dicks.) Gray	Meripilaceae, Polyporales	AC, ÜL	0	0	1	p
<i>Gymnopilus penetrans</i> (Fr.) Murrill	Strophariaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	3	s
<i>Gymnopilus spectabilis</i> (Weinm.) A.H. Sm.	Strophariaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Gymnopus androsaceus</i> (L.) J. L. Mata & R. H. Petersen	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	s
<i>Gymnopus aquosus</i> (Bull.) Antonín & Noordel.	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	4	0	0	s
<i>Gymnopus confluens</i> (Pers.) Antonín, Halling & Noordel.	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Gymnopus dryophilus</i> (Bull.) Murrill	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	4	2	4	s
<i>Gymnopus erythropus</i> (Pers.) Antonín, Halling & Noordel.	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	3	0	4	s
<i>Gymnopus fusipes</i> (Bull.) Gray	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	4	3	3	s

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

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Gyroporus castaneus</i> (Bull.) Quél.	Boletaceae, Boletales	AC	2	0	1	m
<i>Hebeloma crustuliniforme</i> (Bull.) Quél.	Hymenogasteraceae, Agaricales	FEÜL	3	0	1	m
<i>Hebeloma mesophaeum</i> (Pers.) Quél.	Hymenogasteraceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	m
<i>Hebeloma radicosum</i> (Bull.) Ricken	Hymenogasteraceae, Agaricales	FEÜL	3	0	1	m
<i>Hemipholiota populnea</i> (Pers.) Bon	Strophariaceae, Agaricales	RAKODÓ	1	0	2	s
<i>Hericium cirrhatum</i> (Pers.) Nikol.	Hericiaceae, Russulales	ACFEL	1	0	0	p
<i>Hericium coralloides</i> (Scop.) Pers.	Hericiaceae, Russulales	ÜL	1	0	0	p
<i>Hydnellum concrescens</i> (Pers.) Banker	Bankeraceae, Thelephorales	AC, ACFEL	3	0	0	m
<i>Hydnum repandum</i> L.	Hydnaceae, Cantharellales	AC, ÜL	1	0	0	m
<i>Hydnum rufescens</i> Pers.	Hydnaceae, Cantharellales	ACFEL	3	0	0	m
<i>Hygrocybe conica</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Hygrophoraceae, Agaricales	FÜVES	1	0	3	s
<i>Hygrocybe psittacina</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Hygrophoraceae, Agaricales	FÜVES	1	0	2	s
<i>Hygrocybe virginea</i> (Wulfen) P. D. Orton & Watling	Hygrophoraceae, Agaricales	FÜVES	1	0	2	s
<i>Hygrophoropsis aurantiaca</i> (Wulfen) Maire	Hygrophoropsidaceae, Boletales	FEÜL	3	0	2	s
<i>Hygrophorus eburneus</i> (Bull.) Fr.	Hygrophoraceae, Agaricales	ÜL	1	0	2	m
<i>Hygrophorus erubescens</i> (Fr.) Fr.	Hygrophoraceae, Agaricales	LF	1	0	0	m
<i>Hygrophorus lucorum</i> Kalchbr.	Hygrophoraceae, Agaricales	VF	0	0	2	m
<i>Hygrophorus nemoreus</i> (Pers.) Fr.	Hygrophoraceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	m
<i>Hygrophorus poëtarum</i> R. Heim	Hygrophoraceae, Agaricales	ÜL	0	0	1	m
<i>Hygrophorus russula</i> (Schaeff.) Kauffman	Hygrophoraceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.	Hymenochaetaceae, Hymenochaetales	AC, ÜL	4	0	0	s
<i>Hymenopellis radicata</i> (Rehhan) R. H. Petersen	Physalacriaceae, Agaricales	ÜL	5	2	4	s
<i>Hypholoma capnoides</i> (Fr.) P. Kumm.	Strophariaceae, Agaricales	LF	1	0	1	s
<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P. Kumm.	Strophariaceae, Agaricales	FEÜL	5	1	3	s
<i>Hypholoma lateritium</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Strophariaceae, Agaricales	FEÜL	3	0	1	s
<i>Infundibulicybe geotropa</i> (Bull.) Harmaja	Tricholomataceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	s
<i>Infundibulicybe gibba</i> (Pers.) Harmaja	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	3	1	2	s
<i>Inocybe adaequata</i> (Britzelm.) Sacc.	Crepidotaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Inocybe cookei</i> Bres.	Crepidotaceae, Agaricales	FEÜL	2	1	1	m
<i>Inocybe erubescens</i> A. Blytt.	Crepidotaceae, Agaricales	FÜVES	1	1	1	m
<i>Inocybe flocculosa</i> Sacc.	Crepidotaceae, Agaricales	LF	3	0	0	m
<i>Inocybe rimosa</i> (Bull.) P. Kumm.	Crepidotaceae, Agaricales	FÜVES	3	1	3	m
<i>Inonotus nidus-pici</i> Pilát	Hymenochaetaceae, Hymenochaetales	AC	1	1	1	p
<i>Kuehneromyces mutabilis</i> (Schaeff.) Singer & A. H. Sm.	Strophariaceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	s
<i>Laccaria amethystina</i> Cooke	Hydnangiaceae, Agaricales	ÜL	4	0	0	m
<i>Laccaria bicolor</i> (Maire) P. D. Orton	Hydnangiaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Laccaria laccata</i> (Scop.) Cooke	Hydnangiaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	m
<i>Laccaria tortilis</i> (Bolton) Cooke	Hydnangiaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	1	m
<i>Lacrymaria lacrymabunda</i> (Bull.) Pat.	Psathyrellaceae, Agaricales	FÜVES	3	1	2	s
<i>Lactarius blennius</i> (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	FEÜL	2	0	0	m
<i>Lactarius camphoratus</i> (Bull.) Fr.	Russulaceae, Russulales	LF	3	0	0	m
<i>Lactarius chrysorrheus</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	FEÜL	3	0	1	m
<i>Lactarius circellatus</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	FEÜL	4	0	0	m
<i>Lactarius decipiens</i> Quél.	Russulaceae, Russulales	AC	3	0	0	m
<i>Lactarius deliciosus</i> (L.) Gray	Russulaceae, Russulales	FEÜL	0	0	1	m

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

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Lactarius deterrimus</i> Gröger	Russulaceae, Russulales	ÜL	3	0	2	m
<i>Lactarius glaucescens</i> Crossl.	Russulaceae, Russulales	ÜL	4	0	3	m
Lactarius helvus (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Lactarius mammosus</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	PIONIR	0	0	1	m
<i>Lactarius piperatus</i> (L.) Pers.	Russulaceae, Russulales	FEÜL	3	1	1	m
<i>Lactarius porninsis</i> Rolland	Russulaceae, Russulales	VF	1	0	1	m
<i>Lactarius quietus</i> (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	FEÜL	5	0	2	m
<i>Lactarius rostratus</i> Heilm.-Claus.	Russulaceae, Russulales	AC, ACFEL	2	0	0	m
<i>Lactarius salmonicolor</i> R. Heim & Leclair	Russulaceae, Russulales	FEÜL	0	0	1	m
<i>Lactarius semisanguifluus</i> R. Heim & Leclair	Russulaceae, Russulales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Lactarius subdulcis</i> (Pers.) Gray	Russulaceae, Russulales	FEÜL	1	0	1	m
<i>Lactarius torminosus</i> (Schaeff.) Gray	Russulaceae, Russulales	PIONIR	1	0	0	m
<i>Lactarius turpis</i> (Weinm.) Fr.	Russulaceae, Russulales	PIONIR	1	0	0	m
<i>Lactarius vellereus</i> (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	ÜL	4	1	1	m
<i>Lactarius volemus</i> (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	FEÜL	4	0	2	m
<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	Fomitopsidaceae, Polyporales	ÜL	1	0	1	p
<i>Langermannia gigantea</i> (Batsch) Rostk.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	1	0	0	s
<i>Leccinum albostipitatum</i> den Bakker & Noordel.	Boletaceae, Boletales	PIONIR	3	1	2	m
<i>Leccinum aurantiacum</i> (Bull.) Gray	Boletaceae, Boletales	AC	4	1	1	m
<i>Leccinum duriusculum</i> (Schulzer ex Kalchbr.) Singer	Boletaceae, Boletales	PIONIR	1	0	0	m
<i>Leccinum pseudoscabrum</i> (Kallenb.) Šutara	Boletaceae, Boletales	AC	5	1	3	m
<i>Leccinum scabrum</i> (Bull.) Gray	Boletaceae, Boletales	PIONIR	2	0	1	m
<i>Leccinum versipelle</i> (Fr. & Hök) Snell	Boletaceae, Boletales	PIONIR	3	0	0	m
<i>Lentinellus cochleatus</i> (Fr.) P. Karst.	Auriscalpiaceae, Russulales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Lentinus tigrinus</i> (Bull.) Fr.	Polyporaceae, Polyporales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Lepiota clypeolaria</i> (Bull.) P. Kumm.	Agaricaceae, Agaricales	LF	2	0	1	s
<i>Lepiota cristata</i> P. Kumm.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	4	1	2	s
<i>Lepista flaccida</i> (Sowerby) Pat.	Tricholomataceae, Agaricales	LF	1	0	0	s
<i>Lepista luscina</i> (Fr.) Singer	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Lepista nuda</i> (Bull.) Cooke	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	4	1	3	s
<i>Lepista saeva</i> (Fr.) P. D. Orton	Tricholomataceae, Agaricales	FÜVES	2	0	1	s
<i>Leratiomyces squamosus</i> (Pers.) Bridge & Spooner	Strophariaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	1	0	s
<i>Leucoagaricus leucothites</i> (Vittad.) Wasser	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	1	0	1	s
<i>Leucocortinarium bulbiger</i> (Alb. & Schwein.) Singer	Tricholomataceae, Agaricales	LF	0	0	2	m
<i>Leucopaxillus giganteus</i> (Quél.) Singer	Tricholomataceae, Agaricales	LF	1	0	0	s
<i>Lycoperdon echinatum</i> Pers.	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Lycoperdon perlatum</i> Pers.	Agaricaceae, Agaricales	LF	5	1	4	s
<i>Lycoperdon pratense</i> Pers.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	2	0	1	s
<i>Lycoperdon pyriforme</i> Schaeff.	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	s
<i>Lycoperdon utrifforme</i> Bull.	Agaricaceae, Agaricales	FÜVES	3	0	0	s
<i>Lyophyllum decastes</i> (Fr.) Singer	Lyophyllaceae, Agaricales	RAKODÓ	4	1	1	s
<i>Macrocyttidia cucumis</i> (Pers.) Joss.	Macrocyttidiaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	0	3	s
<i>Macrolepiota mastoidea</i> (Fr.) Singer	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	3	1	1	s
<i>Macrolepiota procera</i> (Scop.) Singer	Agaricaceae, Agaricales	FEÜL	4	1	3	s
<i>Marasmius bulliardii</i> Quél.	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	1	s

Az 1. táblázat (folytatás)

Table 1 (cont.)

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Marasmius cohaerens</i> (Pers.) Cooke & Quél.	Marasmiaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	0	s
<i>Marasmius oreades</i> (Bolton) Fr.	Marasmiaceae, Agaricales	FÜVES	4	1	2	s
<i>Marasmius rotula</i> (Scop.) Fr.	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Marasmius wynneae</i> Berk. & Broome	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	s
<i>Melanoleuca strictipes</i> (P. Karst.) Jul. Schäff.	Tricholomataceae, Agaricales	PIONIR	1	0	0	s
<i>Meripilus giganteus</i> (Pers.) P. Karst.	Meripilaceae, Polyporales	FEÜL	1	0	1	p
<i>Mucidula mucida</i> (Schrad.) Pat.	Physalacriaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Mutinus caninus</i> (Huds.) Fr.	Phallaceae, Phallales	RAKODÓ	1	0	0	s
<i>Mycena aetites</i> (Fr.) Quél.	Mycenaceae, Agaricales	FÜVES	2	0	1	s
<i>Mycena aurantiomarginata</i> (Fr.) Quél.	Mycenaceae, Agaricales	LF	3	1	2	s
<i>Mycena crocata</i> (Schrad.) P. Kumm.	Mycenaceae, Agaricales	FEÜL	0	1	0	s
<i>Mycena epipterygia</i> (Scop.) Gray	Mycenaceae, Agaricales	LF	4	1	3	s
<i>Mycena galericulata</i> (Scop.) Gray	Mycenaceae, Agaricales	FEÜL	3	0	2	s
<i>Mycena haematopus</i> (Pers.) P. Kumm.	Mycenaceae, Agaricales	PIONIR	4	0	1	s
<i>Mycena inclinata</i> (Fr.) Quél.	Mycenaceae, Agaricales	AC	2	0	2	s
<i>Mycena polygramma</i> (Bull.) Gray	Mycenaceae, Agaricales	ACFEL	2	0	1	s
<i>Mycena pura</i> (Pers.) P. Kumm.	Mycenaceae, Agaricales	LF	4	1	3	s
<i>Mycena rosea</i> (Bull.) Gramberg	Mycenaceae, Agaricales	FEÜL	4	1	1	s
<i>Mycena sanguinolenta</i> (Alb. & Schwein.) P. Kumm.	Mycenaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	2	s
<i>Mycena stipitata</i> Maas Geest. & Schwöbel	Mycenaceae, Agaricales	LF	2	0	1	s
<i>Mycena zephirus</i> (Fr.) P. Kumm.	Mycenaceae, Agaricales	FEÜL	5	2	4	s
<i>Mycetinis alliaceus</i> (Jacq.) Earle ex A. W. Wilson & Desjardin	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	0	0	1	s
<i>Mycetinis scorodonius</i> (Fr.) A.W. Wilson & Desjardin	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Myriostoma coliforme</i> (Dicks.) Corda	Geastraceae, Geastrales	LF	1	0	0	s
<i>Neolentinus lepideus</i> (Fr.) Redhead & Ginns	Gloeophyllaceae, Gloeophyllales	FEÜL	0	2	1	s
<i>Omphalina pyxidata</i> (Bull.) Quél.	Tricholomataceae, Agaricales	PIONIR	1	0	0	s
<i>Omphalotus olearius</i> (DC.) Singer	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	2	1	1	s
<i>Panellus stipticus</i> (Bull.) P. Karst.	Mycenaceae, Agaricales	ÜL	5	2	4	s
<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.	Paxillaceae, Boletales	ÜL	3	1	3	m
<i>Paxillus rubicundulus</i> P. D. Orton	Paxillaceae, Boletales	PIONIR	0	0	2	m
<i>Phaeolus schweinitzii</i> (Fr.) Pat.	Fomitopsidaceae, Polyporales	LF	1	0	1	p
<i>Phallus impudicus</i> L.	Phallaceae, Phallales	FEÜL	3	0	2	s
<i>Phellinus igniarius</i> (L.) Quél.	Hymenochaetaceae, Hymenochaetales	PIONIR	0	1	1	p
<i>Phellodon confluens</i> (Pers.) Pouzar	Bankeraceae, Thelephorales	AC, ACFEL	2	0	0	m
<i>Phellodon niger</i> (Fr.) P. Karst.	Bankeraceae, Thelephorales	AC, ACFEL	3	0	0	m
<i>Pholiota adiposa</i> (Batsch) P. Kumm.	Strophariaceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	s
<i>Pholiota cerifera</i> (P. Karst.) P. Karst.	Strophariaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Pholiota flammans</i> (Batsch) P. Kumm.	Strophariaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	s
<i>Pholiota gummosa</i> (Lasch) Singer	Strophariaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	1	1	s
<i>Pholiota squarrosa</i> (Vahl) P. Kumm.	Strophariaceae, Agaricales	PIONIR	1	0	0	s
<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst.	Fomitopsidaceae, Polyporales	PIONIR	5	0	0	p
<i>Pisolithus arhizus</i> (Scop.) Rauschert	Sclerodermataceae, Boletales	PIONIR	3	0	0	m
<i>Pleurotus cornucopiae</i> (Paulet) Rolland	Pleurotaceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	p
<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.) P. Kumm.	Pleurotaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	p
<i>Pleurotus pulmonarius</i> (Fr.) Quél.	Pleurotaceae, Agaricales	ÜL	0	0	1	p



Az 1. táblázat (folytatás)

Table 1 (cont.)

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Pluteus atomarginatus</i> (Konrad) Kühner	Pluteaceae, Agaricales	FEÜL	1	1	1	s
<i>Pluteus cervinus</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Pluteaceae, Agaricales	FEÜL	4	1	2	s
<i>Pluteus leoninus</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Pluteaceae, Agaricales	ÜL	0	1	1	s
<i>Pluteus petasatus</i> (Fr.) Gillet	Pluteaceae, Agaricales	ÜL	2	0	0	s
<i>Pluteus romellii</i> (Britzelm.) Sacc.	Pluteaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	1	0	s
<i>Pluteus salicinus</i> (Pers.) P. Kumm.	Pluteaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Polyporus arcularius</i> (Batsch) Fr.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	1	0	0	p
<i>Polyporus brumalis</i> (Pers.) Fr.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	0	0	1	p
<i>Polyporus squamosus</i> (Huds.) Fr.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	1	0	0	p
<i>Psathyrella candolleana</i> (Fr.) Maire	Psathyrellaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	1	s
<i>Psathyrella leucotephra</i> (Berk. & Broome) P. D. Orton	Psathyrellaceae, Agaricales	FEÜL	2	0	0	s
<i>Psathyrella multipedata</i> (Peck) A. H. Sm.	Psathyrellaceae, Agaricales	RAKODÓ	2	0	1	s
<i>Psathyrella piluliformis</i> (Bull.) P. D. Orton	Psathyrellaceae, Agaricales	FEÜL	4	1	2	s
<i>Pseudocraterellus undulatus</i> (Pers.) Rauschert	Cantharellaceae, Cantharellales	AC	2	0	0	m
<i>Pseudohydnum gelatinosum</i> (Scop.) P. Karst.	Insertae sedis, Auriculariales	FEÜL	4	0	1	s
<i>Pseudoinonotus dryadeus</i> (Pers.) T. Wagner & . Fisch.	Hymenochaetaceae, Hymenochaetales	AC	1	0	0	p
<i>Pycnoporus cinnabarinus</i> (Jacq.) P. Karst.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	0	1	0	s
<i>Ramaria botrytis</i> (Pers.) Ricken	Gomphaceae, Gomphales	AC	1	0	0	m
<i>Ramaria flava</i> (Schaeff.) Quél.	Gomphaceae, Gomphales	FEÜL	2	0	0	m
<i>Ramaria formosa</i> (Pers.) Quél.	Gomphaceae, Gomphales	AC	1	0	0	m
<i>Ramaria pallida</i> (Schaeff.) Ricken	Gomphaceae, Gomphales	AC	1	0	0	m
<i>Ramaria stricta</i> (Pers.) Quél.	Gomphaceae, Gomphales	ÜL	2	0	1	m
<i>Rhodocollybia butyracea</i> (Bull.) Lennox	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	4	1	4	s
<i>Rhodocollybia maculata</i> (Alb. & Schwein.) Singer	Marasmiaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s
<i>Rhodocybe caelata</i> (Fr.) Maire	Entolomataceae, Agaricales	AC	1	0	0	s
<i>Rhodocybe gemina</i> (Paulet) Kuyper & Noordel.	Entolomataceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	s
<i>Rickenella fibula</i> (Bull.) Raitheh.	Repetobasidiaceae, Hymenochaetales	LF	1	0	0	s
<i>Royoporus badius</i> (Pers.) A. B. De	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	1	0	0	s
<i>Russula aeruginea</i> Lindbl. ex Fr.	Russulaceae, Russulales	PIONIR	1	0	0	m
<i>Russula amethystina</i> Quél.	Russulaceae, Russulales	LF	2	0	0	m
<i>Russula amoenolens</i> Romagn.	Russulaceae, Russulales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Russula aurea</i> Pers.	Russulaceae, Russulales	ÜL	1	0	3	m
<i>Russula chloroides</i> (Krombh.) Bres.	Russulaceae, Russulales	LF, ÜL	0	0	4	m
<i>Russula cyanoxantha</i> (Schaeff.) Fr.	Russulaceae, Russulales	ÜL	5	1	2	m
<i>Russula delica</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	ÜL	4	2	2	m
<i>Russula densifolia</i> Secr. ex Gillet	Russulaceae, Russulales	AC	1	0	0	m
<i>Russula emetica</i> (Schaeff.) Pers. s. l.	Russulaceae, Russulales	AC	2	1	1	m
<i>Russula fellea</i> (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	ÜL	2	0	1	m
<i>Russula foetens</i> Pers.	Russulaceae, Russulales	PIONIR	3	0	4	m
<i>Russula graveolens</i> Romell	Russulaceae, Russulales	AC, ÜL	2	0	3	m
<i>Russula heterophylla</i> (Fr.) Fr.	Russulaceae, Russulales	ÜL	4	0	4	m
<i>Russula integra</i> (L.) Fr.	Russulaceae, Russulales	AC	2	0	1	m
<i>Russula lepida</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	AC, ÜL	3	0	3	m
<i>Russula nigricans</i> (Bull.) Fr.	Russulaceae, Russulales	AC	4	0	3	m
<i>Russula ochroleuca</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	LF, ÜL	3	0	1	m
<i>Russula queletii</i> Fr.	Russulaceae, Russulales	LF	1	0	1	m

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

Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Russula risigallina</i> (Batsch) Sacc.	Russulaceae, Russulales	ÜL	3	0	0	m
<i>Russula undulata</i> Velen.	Russulaceae, Russulales	ÜL	3	0	3	m
<i>Russula violeipes</i> Quéél.	Russulaceae, Russulales	ÜL	4	0	2	m
<i>Russula virescens</i> (Schaeff.) Fr.	Russulaceae, Russulales	ÜL	2	0	3	m
<i>Sarcodon joeides</i> (Pass.) Bataille	Bankeraceae, Thelephorales	AC, ACFEL	2	0	0	m
<i>Sarcodon scabrosus</i> (Fr.) P. Karst.	Bankeraceae, Thelephorales	AC, ACFEL	2	0	0	m
<i>Sarcodon squamosus</i> (Schaeff.) Quéél.	Bankeraceae, Thelephorales	ACFEL	3	0	0	m
<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	Schizophyllaceae, Agaricales	RAKODÓ	4	1	1	s
<i>Scleroderma areolatum</i> Ehrenb.	Sclerodermataceae, Boletales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Scleroderma citrinum</i> Pers.	Sclerodermataceae, Boletales	ACFEL	5	3	3	m
<i>Scleroderma verrucosum</i> (Bull.) Pers.	Sclerodermataceae, Boletales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Scutigera pes-caprae</i> (Pers.) Bondartsev & Singer	Albatrellaceae, Russulales	AC, ACFEL	2	0	0	m
<i>Sparassis crispa</i> (Wulfen) Fr.	Sparassidaceae, Polyporales	FEÜL	3	0	1	p
<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.	Stereaceae, Russulales	ÜL	3	1	1	s
<i>Strobilomyces strobilaceus</i> (Scop.) Berk.	Boletaceae, Boletales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Stropharia aeruginosa</i> (Curtis) Quéél.	Strophariaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	1	0	s
<i>Stropharia caerulea</i> Kreisel	Strophariaceae, Agaricales	RAKODÓ	1	1	1	s
<i>Stropharia rugosoannulata</i> Farl. ex Murrill	Strophariaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	2	1	s
<i>Suillus bovinus</i> (Pers.) Roussel	Suillaceae, Boletales	ACFEL	2	0	1	m
<i>Suillus granulatus</i> (L.) Roussel	Suillaceae, Boletales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Suillus grevillei</i> (Klotzsch) Singer	Suillaceae, Boletales	VF	5	1	4	m
<i>Suillus luteus</i> (L.) Roussel	Suillaceae, Boletales	ACFEL	3	0	2	m
<i>Suillus variegatus</i> (Sw.) Kuntze	Suillaceae, Boletales	ACFEL	1	0	1	m
<i>Suillus viscidus</i> (L.) Roussel	Suillaceae, Boletales	ACFEL	1	0	0	m
<i>Tapinella atrotomentosa</i> (Batsch) Šutara	Paxillaceae, Boletales	ACFEL	4	1	3	m
<i>Thelephora palmata</i> (Scop.) Fr.	Thelephoraceae, Thelephorales	LF	1	0	0	m
<i>Thelephora terrestris</i> Ehrh.	Thelephoraceae, Thelephorales	LF	1	0	1	m
<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	4	0	3	s
<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	5	0	4	s
<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd	Polyporaceae, Polyporales	ÜL	5	0	4	s
<i>Tremella mesenterica</i> Retz.	Tremellaceae, Tremellales	ÜL	3	0	2	s
<i>Tricholoma album</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	ÜL	1	0	1	m
<i>Tricholoma batschii</i> Gulden	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	1	0	1	m
<i>Tricholoma columbetta</i> (Fr.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	AC, ACFEL	3	0	0	m
<i>Tricholoma fulvum</i> (Fr.) Bigeard & H. Guill.	Tricholomataceae, Agaricales	PIONIR	0	0	1	m
<i>Tricholoma saponaceum</i> (Fr.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	LF	1	0	0	m
<i>Tricholoma sculpturatum</i> (Fr.) Quéél.	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Tricholoma sciodes</i> (Pers.) C. Martín	Tricholomataceae, Agaricales	ÜL	2	0	2	m
<i>Tricholoma sulphureum</i> (Bull.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	AC	4	0	1	m
<i>Tricholoma terreum</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	1	0	0	m
<i>Tricholoma ustale</i> (Fr.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	AC	1	0	0	m
<i>Tricholoma vaccinum</i> (Schaeff.) P. Kumm.	Tricholomataceae, Agaricales	LF	0	0	1	m
<i>Tricholomopsis rutilans</i> (Schaeff.) Singer	Tricholomataceae, Agaricales	FEÜL	2	0	4	s
<i>Tubaria furfuracea</i> (Pers.) Gillet	Tubariaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	0	1	s
<i>Tylopilus felleus</i> (Bull.) P. Karst.	Boletaceae, Boletales	ACFEL	3	0	1	m
<i>Volvopluteus gloiocephalus</i> (DC.) Vizzini, Contu & Justo	Pluteaceae, Agaricales	RAKODÓ	0	2	0	s

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

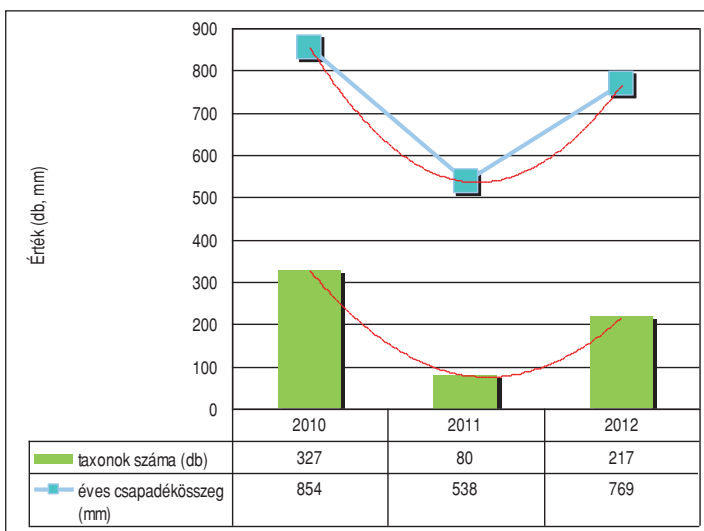
Taxonnév	Család, rend	Élőhely	I	II	III	É
<i>Xerocomus badius</i> (Fr.) E.-J. Gilbert	Boletaceae, Boletales	LF	4	0	3	m
<i>Xerocomus parasiticus</i> (Bull.) Quél.	Boletaceae, Boletales	ACFEL	2	0	0	p
<i>Xerocomus pelletieri</i> (Lév.) Bresinsky & Manfr. Binder	Boletaceae, Boletales	ACFEL	2	0	0	m
<i>Xerocomus porosporus</i> (Imler ex Bon & G. Moreno) Contu	Boletaceae, Boletales	FEÜL	3	2	2	m
<i>Xerocomus pruinatus</i> (Fr. & Hök) Quél.	Boletaceae, Boletales	FEÜL	4	1	3	m
<i>Xerocomus rubellus</i> (Krombh.) Quél.	Boletaceae, Boletales	ÜL	2	0	1	m
<i>Xerocomus subtomentosus</i> (L.) Quél.	Boletaceae, Boletales	ACFEL	4	1	3	m
<i>Xeromphalina campanella</i> (Batsch) Maire	Marasmiaceae, Agaricales	ACFEL	1	0	0	s
<i>Xerula pudens</i> (Pers.) Singer	Physalacriaceae, Agaricales	ÜL	1	0	0	s

A táblázat alapján megállapítható, hogy a megtalált taxonok közül 167 szaprotróf, 171 mikorrhizás és 26 parazita életformájú.

A Soproni-hegység területéről vizsgálataink alatt 8 védett faj előfordulását sikerült kimutatnunk (a táblázatban vastaggal szedve). A *Lactarius helvus*-nak ez az első említése a hegyvidékről. Sopron környékéről további védett fajok előfordulását Siller és mtsai (2006) publikációja tartalmazza.

Számos ritka, védendő faj is előkerült, ilyenek például a *Pinus* mikorrhizás *Sarcodon squamosus*, melynek ez az első soproni előfordulási adata. A faj ezen kívül csak a Vendvidékről ismert. Erősen savanyú talajú lomberdők, illetve fenyőlegyes lomberdők további veszélyeztetett Bankeraceae fajai (a védett *Sarcodon scabrosus* mellett) a *Boletopsis leucomelaena*, a *Phellodon confluens*, a *Phellodon niger* és a *Sarcodon joeides*.

Országos ritkaság az obligát *Abies* mikorrhizás *Lactarius salmonicolor*, a csak *Larix*-szal élő *Gomphidius maculatus*, a *Picea* alatt előforduló *Hygrophorus erubescens*, valamint a bükkösökre jellemző *Cantharellus friesii*, *Cortinarius calochrous*, és *Lactarius rostratus*. Csak Nyugat-Magyarország erdeiből ismert a fenyők korhadékát bontó *Neolentinus lepideus*, és *Pseudohydnum gelatinosum*, valamint a szubalpin klímát igénylő, talajlakó *Melanoleuca strictipes*.



1. ábra. Az éves csapadék mennyisége (forrás: OMSZ) és a nagygombataxonok megjelenésének száma
Figure1: Amount of annual precipitation (OMSZ) and the number of the macrofungi taxa observed

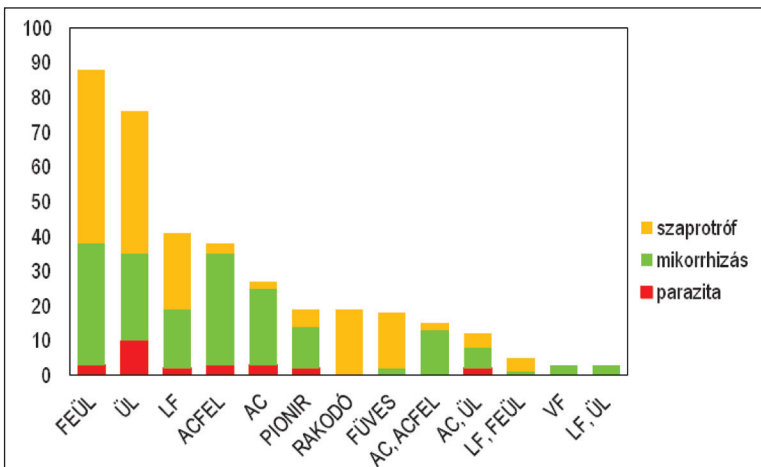
Néhány faj gyakorisága miatt komoly erdővédelmi jelentőséggel bír, így például az *Armillaria ostoyae*, az *A. mellea* vagy a *Fistulina hepatica* és a *Fomes fomentarius* stb.

Az 1. ábrán egy egyszerű statisztikai kimutatás látható a nagygombák előfordulása és a csapadékviszonyok közötti összefüggésről. A zöld oszlopok jelzik az adott évben megtalált taxonok számát (db), a kék kockák az adott évi csapadék összeget (mm). Az ábráról leolvasható (piros vonalak), hogy a fajok megjelenésének trendje jól követi az éves csapadékviszonyok trendjét. Ebből arra következtethetünk, hogy a termőtestek megjelenésének legfontosabb befolyásoló tényezője egy adott évben, függetlenül a geológiai, talajtani és cönológiai viszonyoktól, a csapadékviszonyok alakulása.

A SOPRONI-HEGYSÉG ÉS LEGJELLEMZŐBB FAÁLLOMÁNYAINAK RÖVID MIKOLÓGIAI JELLEMZÉSE

A hegyvidék földrajzi elhelyezkedéséből adódóan a területen többnyire az alpesi klímahatás érvényesül. Növényföldrajzilag a kelet-alpi flóraidék Ceticum flórajárásába sorolják, valamint az Alpicum és a Pannonicum flóratartomány határa is itt húzódik. A növénytakaró és jellegzetességei döntő hatással vannak a funga kialakulására, és a termőtestek megjelenésére. A hegyvidék alpesi klímahatása miatt betelepített fenyőállományok a gombák sokféleségét jelentősen megnövelik. A hazai átlagot meghaladó csapadékviszonyok is kedvezően hatnak a gombadiverzitásra. A 2. ábrán a fajok számának megoszlása látható, a hegyvidékre jellemző élőhelyek és a gomba életformák szerint.

Eddigi vizsgálataink alapján a gyertyános-tölgyesek, gyertyános-bükkösök mikológiai szempontból a fajgazdag erdőtípusokhoz sorolhatók. Megtalálhatók a tölgyekhez (*Quercus* spp.), a közönséges gyertyánhoz (*Carpinus betulus* L.), valamint a közönséges bükkhöz (*Fagus sylvatica* L.) kötődő mikorrhizás fajok, illetve számos szaprotróf faj is. A vizsgálati időszak alatt a gombák mind egyed, mind fajszámban, az állományok szélén voltak gyakoribbak, a nyár elejétől a komolyabb fagyok megérkezéséig.



2. ábra. A nagygombák számának alakulása a Soproni-hegység jellemző élőhelyein, életmódtípusok szerint (az élőhelyek rövidítéseit lásd az 1. táblázatban).

Figure 2. The number of macrofungi taxa in the characteristic habitats of the Sopron Mts based on life strategies (abbreviations of the habitats see in Table 1).



A fenyőelegyes gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, fenyőelegyes bükkösök fajkészletüket nézve még gazdagabbak, mint az elegyes lomberdők, köszönhetően a különböző fenyőfajok (*Pinus sylvestris* L., *Picea abies* (L.) P. Karst., *Abies alba* Mill.) jelenlétének, és az ezekhez kötődő gombák megjelenésének.

Elegyetlen lucfenyvesekben aljnövényzet alig található, ahová bejut némi fény, ott mohás foltok alakulnak ki. Lucfenyvesek erősen záródott állományainak sajátos talaj- és mikroklímaviszonyai kiváló élőhelye a nagy-gombáknak, mert a lucfenyő (*Picea abies*) sok mikorrhizás gombának a fapartnere, valamint az alatta képződő vastag tűavarban sok szaprotróf gomba is megtalálja életfeltételeit.

Az acidofil fenyőelegyes gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben, bükkösökben ismét valamivel csökkent a fellelhető fajok száma. Az ilyen erdőtípusokban gyakori elegyfaj a közönséges nyír (*Betula pendula* Roth.) és a rezgő nyár (*Populus tremula* L.), melyek sok specialista fajnak adnak otthont. Észrevehető, hogy a sekély, száraz, minerális talajok, és az ennek megfelelően sekélyen elhelyezkedő növényi gyökérzóna ezekben az acidofil erdőkben főleg a szimbiota fajoknak kedveznek, míg a humuszban gazdagabb üde lomberdőkben kiegyenlítődik az arányuk a szaprotróf gombákkal, sőt inkább az utóbbiakból van több.

Az elegyetlen erdőfenyvesek, vörösfenyves állományok, állományrészek általában kis kiterjedésű erdő-tömbök, erdőfoltok. Gombafajkészletük sajátos, de viszonylag szegényes. Kifejezetten specifikus fajok élnek ezekben a fenyvesekben (pl. az obligát vörösfenyő-mikorrhizás *Suillus grevillei*).

A pionír jellegű nyíres, rezgő nyáras, égeres állományok, önálló erdőrészeknek sokszor nem is nevezhető kis facsoportok sok ritka és/vagy specialista faj élőhelyei (pl. *Leccinum*, *Russula* fajok). A patak menti égerekben viszonylag kevés faj termőtestei kerültek elő, legtöbbször néhány szaprotróf nemzetség képviselői (pl. *Mycena*) vagy néhány égermikorrhizás faj, mint pl. a *Paxillus rubicundulus*. A túl vizenyős, levegőtlen talajban kevés talajlakó gomba lel otthonra.

Az erdőszélek, tisztások, füves, gyepes élőhelyek ökológiailag szintén az erdő részét képezik, és sok olyan fajnak adnak megjelenési lehetőséget, amelyek amúgy a nagyobb füves területek gombái (pl. *Agaricus* fajok). Általában néhány erdei faj is megtalálható az ilyen nyílt élőhelyeken, ám mindig számíthatunk egy-egy felbukkanó mezei gombafajra is.

Külön említést érdemelnek az erdei rakodók is. A nagyrakodók számos gombafajnak nyújtanak speciális élőhelyeket a folyamatos talajbolygatás és a jelentős fatörmelék-felhalmozódás miatt. Ezen mesterséges élőhelyek nélkül számos faj (pl. *Coprinellus*, *Coprinopsis*, *Coprinus*, *Pluteus*, *Psathyrella*, *Tubaria* stb.) megjelenése jelentősen lecsökkenne.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Eddigi kutatási eredményeink konklúziójaként elmondható, hogy a gombák az erdészek szempontjából is igen fontos szerepet töltenek be az erdő életében, és ez fordítva is igaz.

Egyes fajok mikorrhiza-kapcsolataikkal biztosítják a növények megfelelő növekedését, fontos ezért a gombadiverzitás megőrzése, hogy a legváltozatosabb ökológiai körülmények között is létrejöhessen ez a szimbiotikus kapcsolat. Ezeknek a kapcsolatnak a megismerése lehetőséget biztosíthat a pionír jellegű termőhelyek erdősítésének mesterséges mikorrhizálással történő megsegítésében (inoculum készítése, csemete beoltása, mikorrhizált csemetékkel történő erdőtelepítés) (Szántó 1993; Jakucs 2003).

Számos faj alkalmas lehet valamilyen indikátorszerep betöltésére (Siller és mtsai 2004). A fajok megjelenése sok esetben összefügg valamilyen termőhelyi jellemzővel, ezáltal alkalmassá válnak egyes termőhelyi tényezők (kémhatás, vízgazdálkodás, humusztartalom, holtfamennyiség) jelzésére.

A kalapos gombák között több olyan fajcsoport is van (pl. *Armillaria*), melyek igen jelentős gazdasági károkat okozhatnak. Az *Armillaria ostoyae* újabb lucpusztulásokat okozott a hegyvidéken, míg a lombos állomá-

nyokban főleg az *A. mellea* és az *A. cepistipes* a fő kórokozó. Ezen fajok feltérképezése, ökológiai jellemzése a gyakorlati élet számára is fontos információkat tartalmazhat, az ellenük való védekezés szempontjából.

Különösen a vadon termő, nem termesztendő gombafajok igen értékes termékek az élelmiszerpiacon. A vadon termő gombák gyűjtése ezért jelentős mellék-haszonvételi lehetőséget biztosíthat az erdőgazdálkodóknak. Egyes európai országokban ipari gombászó jegyet kell váltani ahhoz, hogy nagyobb mennyiségben, kereskedelmi célból gyűjthessen az ember gombát. Ez a gyakorlat hazánkban még nem mindenhol működik megfelelően, és az ebből adódó profit csak a kereskedőknél jelentkezik, nem a gazdálkodóknál.

Az erdőgazdálkodási tevékenységek a gombák termőtest-megjelenésére igen jelentős hatással lehet (Rimóczi 1997). A faállomány-szerkezeti, fajaj-politikai, üzemmódbeli irányzatok alapján határozzák meg a gombák előfordulásának ökológiai feltételeit egy adott termőhelyen. E kapcsolatok részletes kutatása még várat magára.

A védett, illetve ritka és veszélyeztetett fajok megőrzését, e természeti értékek védelmét pedig az erdőgazdálkodóknak is szem előtt kell tartani, megóvásukra törekednünk kell.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás a „Talentum – Hallgatói tehetséggondozás feltételrendszerének fejlesztése a Nyugat-magyarországi Egyetemen” című TÁMOP 4.2.2.B-10/1-2010-0018 számú projekt keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Arnolds, E. 1992: The analysis and classification of fungal communities with special reference to macrofungi. In: Winterhoff, W. (ed.): Fungi in vegetation science. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, pp. 7–47.
- Aronsen, A. 2010–2012: The Mycena Page. – <http://home.online.no/~araronse/mycenapage/mycenapage.html>.
- Babos M. 1989: Magyarország kalaposgombáinak (*Agaricales* s.l.) jegyzéke. Mikológiai Közlemények, Clusiana, 1989 (1–2): 3–234.
- Bohus G.; Kalmár Z. és Ubrizsy G. 1951: Magyarország kalaposgombáinak meghatározó kézikönyve. Akadémiai kiadó, Budapest, 512 pp.
- Bohus, G. and Babos, M. 1960: Coenology of terricolous macrofungi of deciduous forests. Botanische Jahrbücher, 80: 1–100.
- Bohus, G. and Babos, M. 1967: Mycocoenological investigation of acidophilous deciduous forests in Hungary. Botanische Jahrbücher 87(3): 304–360.
- CABI (2013): The Index Fungorum – www.indexfungorum.org.
- Csapody I. 1963: Sopron és környékének gombafldrája. (A soproni vándorgyűlésen elhangzott előadás kivonata). Mikológiai Közlemények, 1: 7–12.
- Folcz Á. és Frank N. 2011: Nagyomba-megfigyelések a Soproni-hegyvidéken – III. Kari Tudományos Konferencia, Konferencia kiadvány, NyME-EMK, Sopron: 105–108.
- Frank N. és Rimóczi I. 1998: Lenky Jenő soproni gombagyűjtései és megfigyelései. Tilia, 6: 6–83.
- Frank N. 1999: A rozsdavörös fenyőtinóru – *Suillus tridentinus* (Bres.) Singer – előfordulása Sopron környékén. Mikológiai Közlemények, 35 (3): 5–8.
- Gerhardt, E. 2008: Gombászok kézikönyve. M-Érték Kiadó Kft., Budapest.
- Igmándy Z. 1981: Hazánk csövestapló (*Polyporaceae* s.l.) flórája és a fajok növénykórtani jelentősége. MTA doktori disszertáció, Budapest, 159 pp.
- Jakucs E. 2003: A mikorrhizák erdészeti alkalmazásának perspektívái és veszélyei. Erdészeti Lapok CXXXVIII. évf. 5. szám: 136–138 o.



- Knudsen, H. and Vesterholt, J. (eds.) 2008: Funga Nordica. Vol. 1. Agaricoid, Boletoid and Cyphelloid genera. Nordsvamp, Copenhagen, 966 pp.
- Knudsen, H. and Vesterholt, J. (eds.) 2012: Funga Nordica. 2nd edition. Agaricoid, Boletoid, Clavarioid, Cyphelloid and Gasteroid genera. Nordsvamp, Copenhagen, 1064 pp.
- Krieglsteiner, G. J. (Hrsg.) 2000a: Die Grosspilze Baden-Württembergs. Band 1. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 629 pp.
- Krieglsteiner, G. J. (Hrsg.) 2000b: Die Grosspilze Baden-Württembergs. Band 2. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 620 pp.
- Kutszegi G. és Dima B. 2008: A Bankeraceae család (*Basidiomycota*) irodalmi áttekintése és morfológiai jellemzése, a magyarországi fajok elterjedési adatai és határozókulcsa. Mikológiai Közlemények, Clusiana, 47(2): 149–180.
- Pál-Fám F. 2002: Nagygomba-cönológiai módszerek. Irodalmi összefoglaló. Botanikai Közlemények, 88(1–2): 145–172.
- Rimóczi I. 1997: Magyarország nagyombáinak természetvédelmi helyzete és Vörös Könyvének terve. Mikológiai Közlemények, 3: 65–108.
- Rinaldi, A.C., Comandini, O., Kuyper, T.W. 2008: Ectomycorrhizal fungal diversity separating the Wheat from the chaff. Fungal Diversity, 33: 1-45.
- Siller I.; Pál-Fám F. és Fodor L. 2004: Erdők állapotának nyomon követése nagygombák segítségével. Természetvédelmi Közlemények, 11: 185–194.
- Siller I.; Dima B.; Albert L.; Vasas G.; Fodor L.; Pál-Fám F.; Bratek Z. és Zagyva I. 2006: Védett nagygombafajok Magyarországon. Mikológiai Közlemények, Clusiana, 45(1–3): 3–158.
- Siller I.; Kutszegi G.; Dima B.; Takács K. és Ódor P. 2012: A faállomány szerkezeti jellemzőinek hatása a nagygombaközösségekre őrségi erdőkben. Mikológiai Közlemények, Clusiana, 51(1): 24–25.
- Szabó, I. 2012: Poroid fungi of Hungary in the collection of Zoltán Igmándy. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica, 8: 113–122.
- Szántó M. 1993: Az erdei- és feketefenyő (*Pinus silvestris* L., *P. nigra* Arn.) mikorrhizakapcsolatai, mikorrhizált csemeték összehasonlító vizsgálata. Kandidátusi értekezés
- Varga B. 2010: Nagygombák előfordulásának vizsgálata a Soproni-hegyvidék erdőtársulásaiban. NYME-EMK, Természetvédelmi és Növényzeti Intézet, Szakdolgozat, Sopron.

Érkezett: 2013. március 31.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.

MADÁRÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK AZ ÁSOTTHALMI TANULMÁNYI ERDŐBEN

Andrési Dániel

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Az ásosthalmi Tanulmányi erdőben két felvételi évben (2011–2012) öt mintaterület – ebből két kultúrfenyves, két kocsányos tölgyes és egy szürke nyáras – madártársulásainak vizsgálata folyt. A madárközösségek felvétele kvadrát módszerrel történt. A felmérések során összesen 34 faj 735 egyede fordult elő.

A terepi adatgyűjtéseket követően különféle ökológiai módszerek (diverzitásszámítás, kiegyenlítettség meghatározása, Jaccard-féle fajazonossági index, Jaccard-féle fajazonossági indexen alapuló klaszter-analízis) segítségével hasonlítottuk össze az egyes biocönózisokat. Ezek alapján a fajszám, a denzitás és a diverzitás mind a két vizsgálati évben a tölgyes kvadrátokban volt a legnagyobb. A fajazonosság is a két tölgyes között volt a legmagasabb, míg a tölgyes és a fenyves kvadrátok között a legkisebb. A klaszter-analízis dendrogramjában jól elkülönül a lombos állományok madárközössége a fenyves kvadrátoktól. Valamennyi mintaterületen egyenletes volt az egyes szinteken költő madarak közül a terricol és a fruticicol fajok eloszlása. A dendricol és az arboricol fajok aránya a tölgyes kvadrátokban volt magasabb.

Kulcsszavak: kultúrfenyvesek, tölgyesek, fészkelő madárközösségek

ECOLOGICAL INVESTIGATION OF BIRD COMMUNITIES IN THE TANULMÁNYI FOREST OF ÁSOTTHALOM

Abstract

In two consecutive years (2011 and 2012), the bird communities of two pine plantations, two pedunculate oak and one gray poplar stands were studied in the Tanulmányi forest of Ásotthalom. For the survey the quadrature method was used. Altogether 735 individuals of 34 bird species were detected. The surveyed biocoenoses were compared with various ecological parameters (diversity, the level of consistency, similarity measures and hierarchical cluster analysis based on Jaccard). In the two study years, species richness, density and diversity were the highest in the oak stands. The highest similarity was between the two oak sites while it was the lowest between the pine and the oak sites. In the dendrogram of the hierarchical cluster analysis the deciduous and the coniferous quadrates are well separated. At each level the breeding bird occurrence was constant for the terricol and the fruticicol species. The ratio of the dendricol and the arboricol species was higher in the oak sites.

Keywords: planted pine, pedunculate oak, breeding bird communities



BEVEZETÉS

Napjainkra sajnos az Alföldön jelentős mértékben lecsökkent a homoki tölgyesek (*Quercetum roboris*) területe (Bartha 2001). A talajvíz visszaszorulásával és a folyók szabályozásával egyre jobban megfogyatkozott ezeknek a társulásoknak a száma. A homoki tölgyesek fő állományalkotó fafaja a kocsányos tölgy (*Quercus robur*). Ezek a tölgyesek mind növényvilágukban, mind állatvilágukban sokkal változatosabbak, mint a monokultúrában ültetett fenyvesek, szürke és nemesnyárasok (Molnár 1998, Legány 1973, Andrési 2012).

Ásotthalmon a madártani kutatások meghatározó része az 1944 óta védett Kiss Ferenc emlékerdőben zajlott melynek területe 17 hektár. A terület botanikai szempontból jelentős értéket képvisel az őshonos homoki fehér nyáras és a homoktalajon fellelhető ritka, védett növényfajok miatt. Az erdőben több ornitológiai megfigyelést végeztek. Marián (1980) a Kiss Ferenc emlékerdőt a Tanulmányi erdővel mint természetes homokerdőt a mesterséges homokerdővel hasonlította össze. Andrési (2002) korábbi leírások és a saját megfigyelései alapján mutatta be a Tanulmányi erdő madárvilágát. Ezen túl számos jelentős szegedi ornitológus (Magyar Levente, Mihály László, Molnár Gyula) is vizsgálta a területet.

Az alföldi kultúrfaenyvesek (*Pinetum cultum*) madárvilága korábbi megfigyeléseim alapján sokkal szegényebb, mint az őshonos lombos állományoké. Waliczky (1987) az alföldi akácok madárfaunáját hasonlította össze tölgyesekkel, azonban telepített fenyvesek, valamint őshonos lombos állományok összehasonlító ornitológiai vizsgálatáról még nem közöltek eredményeket. Hazánk más geográfiai régióiból azonban több összehasonlító kutatás is beszámol a fenyvesek és a lombos állományok ornitológiai jellegzetességeiről. Kárpáti (1973) a Sopron környéki kocsánytalan tölgyesek madárvilágát vizsgálta, és kitért az erdei- és feketefenyvesek madárközösségére is. A Soproni-hegységben Winkler (2005, 2008) végzet ornitofaunisztikai kutatásokat a különböző szukcessziós stádiumú, hasonló faállománytípusú lombos és tűlevelű állományokban, Kárpáti (1982) vizsgálta továbbá a Fertő-táj madárvilágát is, ahol több különböző tölgyes mintaterület ornitocönológiai viszonyait hasonlította össze aspektusonként. Győry (1964) különböző típusú kocsánytalan tölgyesek ornitofaunáját vetette össze. Számos külföldi szerző is vizsgált különböző tölgyeseket, itt ki kell emelni Korolkova (1963) művét, aki Oroszországban az erdős-sztyepp zóna tölgyeseiben végzett ornitológiai kutatásokat. Turček (1954) lomblevelű erdőtípusok, többek között gyertyános-tölgyesek madárközösségét vizsgálta Szlovákia területén.

Célom az volt, hogy az öt mintaterület (két kultúrfaenyves, két tölgyes és egy szürke nyáras) madárközösségeit felmérjem, valamint a fontosabb struktúra-paraméterek (diverzitás, denzitás, kiegyenlítettség) segítségével elvégezzem ezek összehasonlító értékelését.

Az elemzések és összehasonlítások véleményem szerint hozzájárulnak ahhoz, hogy tisztább képet kapjunk az adott élőhelyek madárvilágáról, ezen felül rámutatnak a homoki tölgyesek fenntartásának és megőrzésének fontosságára.

ANYAG ÉS MÓDSZER

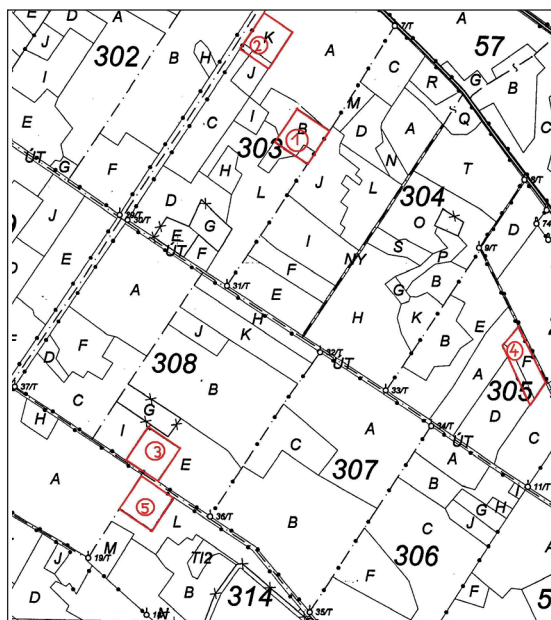
Felméréseimet 2011-ben és 2012-ben április és június között végeztem az ásotthalmi Bedő Albert Középiskola, Erdészeti Szakiskola és Kollégium által kezelt Tanulmányi erdőben. A felvételezések során kvadrát módszert alkalmaztam (Körmöczi 1994). Összesen öt erdőrészletben jelöltem ki 1 ha-os kvadrátot.

A mintaterületeket a Tanulmányi erdő 303/B („fenyves 1”), 303/K („fenyves 2”), 308/E („tölgyes 1”), 305/F („tölgyes 2”) és 314/L („szürke nyáras”) erdőrészleteiben jelöltem ki (1. ábra).

A fiatal záródott fenyveseknek gyakorlatilag nincs cserjeszintjük, ez annak köszönhető, hogy nem jut elegendő fény a talajszintre, továbbá a fenyőtűk savanyítják a talajt, és nem engedik felnőni a lágyszárúakat és a cserjéket. A mintaterületeket úgy választottam, hogy azok minél idősebbek legyenek, és közel álljanak a klimax stádiumhoz. A két fenyves mintaterület 66 éves volt, a „tölgyes 1” kvadrát 102 éves, a „tölgyes 2” kvadrát 114 éves, a „szürke nyáras” pedig 27 éves.

Az erdőrészek között néhol sűrűbb a nyiladékhálózat, ezért nem tudtam mind az öt erdőrészletben kijelölni a 100 m x 100 m-es kvadrátot. Ilyen esetekben igazodtam az erdőrészlet széléhez, szükség esetén ezek a kvadrátok más erdőrészletekbe is átnyúlnak. A 303/K erdőrészletben 90 m x 111 m-es a kvadrát, valamint a 305/F erdőrészletben a kvadrát 150 m x 67 m-es. Ahogyan a térképen (1. ábra) is látható a 303/B, a 303/K, valamint a 305/F erdőrészletek kis mértékben másik erdőrészletekbe is belenyúlnak, de azokban hasonló korú, azonos állományok találhatók.

A felvételezéseket kéthetente hétvégén a reggeli órákban április és június között, felvételi évenként 6 alkalommal végeztem el. Az éneklő hímeket térképen jelöltem a megfigyelési helynek megfelelően. A felvételezések során kívülről haladtam befelé spirálvonalban, ezalatt ügyeltem arra, hogy az adott mintaterületen 20 percnél ne töltsék többet (Sasvári 1986).



1. ábra: Vizsgálati terület – kijelölt kvadrátok az egyes erdőrészletekben (1: fenyves 1, 2: fenyves 2, 3: tölgyes 1, 4: tölgyes 2, 5: szürke nyáras)

Figure 1: Quadrats of each subcompartments (1: pine 1, 2: pine 2, 3: oak 1, 4: oak 2, 5: gray poplar)

A felvételezéseket követően a mintaterületek összevetéséhez meghatároztam az habitatokban észlelt madárközösségek denzitását, diverzitását, kiegyenlítettségét. A közösségek hasonlóságának mérésére a Jaccard-féle fajazonossági indexet (Jaccard 1949) alkalmaztam, amely alapján hierarchikus klaszter-analízist is végeztem.

Mivel a kijelölt kvadrátok minden esetben 1 ha-os területűek voltak, ezért a fészkelő párok számát (denzitás) hektáronként adtam meg.

Az utóbbi évtizedekben az ornitológiában is elterjedt az egyes diverzitásindexek használata. Ezeknek a diverzitásértékeknek nagy előnyük, hogy egyetlen számadattal jellemzik az adott élőhelyet és az adott habitaton megtelepedő madárközösséget (Moskát 1988).

A diverzitásindexek közül a Shannon és Weaver (1949) által leírt formula terjedt el leginkább. A madárközösségek jellemzésére és összehasonlítására MacArthur és MacArthur (1961) publikációja óta használják.

Az egyenletesség vagy más néven a kiegyenlítettség (Pielou 1966) segítségével a közösséget alkotó madárfajok mintába való eloszlására lehet következtetni.



A fészkelési strukturáltság szerint 4 csoportot célszerű elkülöníteni (Legány 1977):

- talajszinten költők – terricol fajok
- cserjeszintben költők – fruticicol fajok,
- fatörzsszintben költők – dendrikol fajok,
- koronaszintben költők – arboricol fajok.

Az egyes szinteken költő madarak elkülönítését Haraszthy (1998) munkája alapján végeztem. E szerint a 3,5 m alatt fészkelőket cserjeszintben, az e felettiéket pedig koronaszintben költőknek vettem. A kakukkot mint fészekparazitát a talajszintben költők közé soroltam, mivel a Tanulmányi erdőben a gazdamadara leginkább a vörösbegy.

További értékes információkat lehet nyerni a terület faunájának kialakulásáról, fejlődésének irányáról, továbbá ökológiai állapotáról az adott habitat faunaelemek szerinti értékelésével (Legány 1985). A mintaterületeken előfordult madárfajok faunaelem szerinti besorolását Legány (1985, 2001), valamint az MME Nomenclator Bizottság (2008) munkái alapján végeztem.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A Tanulmányi erdőben eddig megfigyelt 111 madárfajból (Marián 1980; Magyar 1980; Mihály 1982; Andrési 2002) 2011-ben és 2012-ben is 28-28 fajt mutattam ki (1. táblázat). Ez két év alatt összesen 34 faj 735 egyedet jelenti. Meg kell jegyezni, hogy a 2012-ben megfigyelt egerészölyv és fácán csak átrepültek a területen, és bizonyíthatóan nem költöttek ott. A legtöbb fajt 2011-ben a „tölgyes 1” kvadrátban figyeltem meg (19), míg 2012-ben a „tölgyes 2” mintaterületen volt a legtöbb faj (20). A legkevesebb faj 2011-ben a „fenyves 1” kvadrátban volt (14), míg 2012-ben a „fenyves 1” és a „szürke nyáras” mintaterületeken (13–13). A „fenyves 2” kvadrátban mind a két felvételezési évben 16–16 fajt felvételeztem. A relatív magas fajszám oka a területen található nyílt folt, amely a gyökérrontó tapló miatt alakult ki, és az évek előrehaladtával egyre nagyobb lett, ezzel növelve az élőhely komplexitását.

Az egyes kvadrátok magas denzitásértékei azzal magyarázhatók, hogy a 6 megfigyelési időpont közül az adott fajra vonatkozóan mindig a legnagyobb denzitásértékekkel számoltam. Elképzelhető, hogy bizonyos fajok esetén a nagyszámú előfordulás azzal magyarázható, hogy csak táplálkoztak, esetleg átvonultak a területen.

1. táblázat: Az előforduló madárfajok denzitásértékei (pár/ha) a különböző habitatokban

Table 1: Density values (pairs/ha) of bird species

Faj	Fenyves 1		Fenyves 2		Tölgyes 1		Tölgyes 2		Szürke nyáras	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
<i>Phasianus colchicus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–
<i>Columba palumbus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	–	–	1	1	–	1	–	–
<i>Streptopelia turtur</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	1	–	1	1	–	–	–
<i>Cuculus canorus</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	–	1	1	–	1	–	1

Az 1. táblázat folytatása

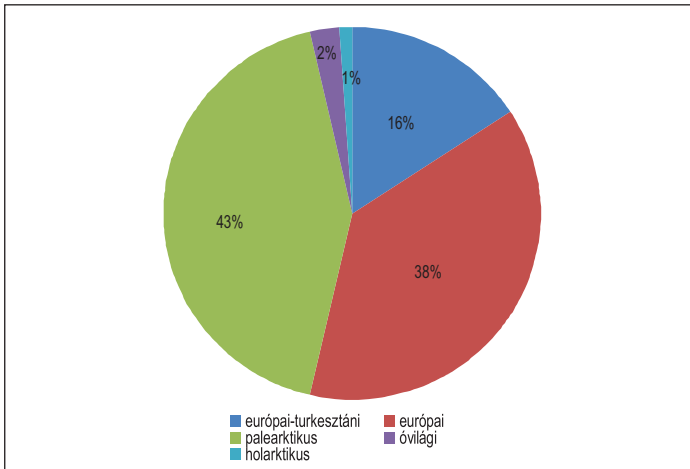
Faj	Fenyves 1		Fenyves 2		Tölgyes 1		Tölgyes 2		Szürke nyáras	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
<i>Upupa epops</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-
<i>Picus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-	1	1	1	2	-	-
<i>Dryocopus martius</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	-	1	2	1	1	-	-
<i>Dendrocopos major</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	1	1	1	2	2	1	1	2
<i>Anthus trivialis</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	1	2	-	-	-	-	2	-
<i>Troglodytes troglodytes</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Erithacus rubecula</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	2	2	2	1	2	2	1
<i>Luscinia megarhynchos</i> (C. L. Brehm, 1831)	1	-	1	-	-	-	1	1	-	-
<i>Turdus merula</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	1	1	1	1	1	2	1
<i>Turdus philomelos</i> (C. L. Brehm, 1831)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Sylvia atricapilla</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	2	2	2	2	1	2	2	2
<i>Phylloscopus sibilatrix</i> (Bechstein, 1793)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Phylloscopus collybita</i> (Vieillot, 1817)	2	2	3	2	2	1	2	1	2	2
<i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764)	-	-	1	1	-	-	-	1	-	-
<i>Aegithalos caudatus</i> (Linnaeus, 1758)	-	2	6	6	-	-	-	-	1	-
<i>Parus ater</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	1	2	-	-	-	-	-	-
<i>Parus caeruleus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	1	2	-	1	2	2
<i>Parus major</i> (Linnaeus, 1758)	1	5	2	5	3	6	3	4	4	4
<i>Sitta europaea</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	1	3	2	4	1	2
<i>Certhia brachydactyla</i> (C. L. Brehm, 1831)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Oriolus oriolus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	1	1	1	1	-	1
<i>Garrulus glandarius</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	1	1	2	1	2	1	1	-
<i>Corvus cornix</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Sturnus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	3	4	7	9	7	7	2	12

Az 1. táblázat folytatása

Faj	Fenyves 1		Fenyves 2		Tölgyes 1		Tölgyes 2		Szürke nyáras	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
<i>Fringilla coelebs</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	2	2	2	2	1	2	1	2
<i>Carduelis chloris</i> (Linnaeus, 1758)	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Coccothraustes coccothraustes</i> (Linnaeus, 1758)	–	2	1	–	1	1	1	1	1	1
Összesen:	21	24	28	34	32	40	30	36	25	33

+: Ezek a fajok átrepültek a kvadráton, de bizonyíthatóan nem költenek ott.

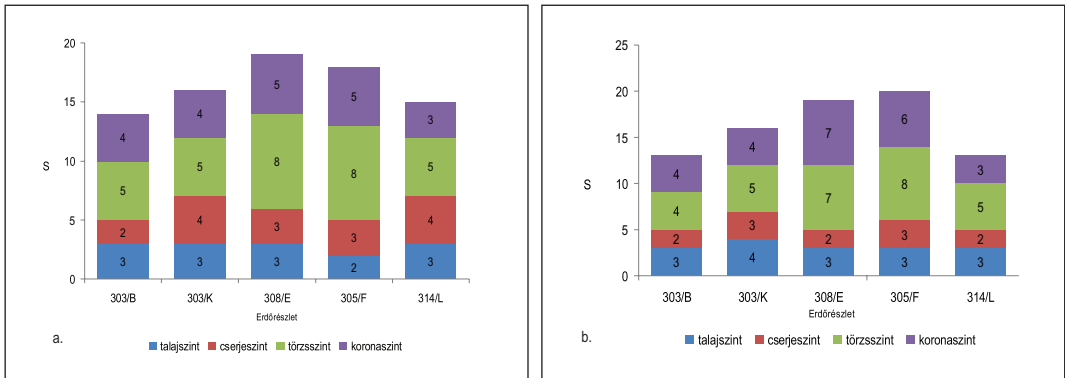
A faunaelemenkénti megoszlást vizsgálva (2. ábra) 2011-ben feltűnik, hogy palearktikus fajokból volt a legtöbb, valamint az európai fajok aránya is magas. Az európai-turkesztáni faunaelemek százalékos aránya jelentősen kisebb. Óvilági faunaelemhez egy faj (*Upupa epops*) két egyede, míg a holarktikus faunaelemhez egy faj (*Troglodytes troglodytes*) egy egyede tartozik. A 2012-es felvételi év során a faunaelemek között jelentős eltérés nem figyelhető meg. A különböző faunaelemek eloszlása hasonló, holarktikus faunaelemhez tartozó fajt azonban nem figyeltem meg.



2. ábra: Az ásotthalmi Tanulmányi erdőben megfigyelt madarak faunaelemek szerinti megoszlása (2011)

Figure 2: The distribution of the fauna elements in the Tanulmányi forest of Ásotthalom (2011)

A fajszám, valamint a fészkelési szintek szerinti megoszlás alakulását a 3. ábra szemlélteti. Jól kivehető, hogy a két tölgyes kvadrátban fordult elő a legtöbb faj. A talajszínen, illetve a cserjeszíntben költő fajok eloszlása egyenletes. A tölgyes kvadrátokban a dendrikol és az arborikol fajok száma magasabb, mint a többi mintaterületen, ez azzal magyarázható, hogy a tölgyes kvadrátok sokkal idősebbek, valamint sokkal több a költésre alkalmas fák száma. A szürke nyárasban a későbbiek során várhatóan nőni fog az odúban költők száma, míg a fenyves mintaterületeken mesterséges odúk kihelyezésével lehetne növelni az odúban költők arányát.



3. ábra: Fajszám az egyes vertikális szinteken előforduló madarak arányában a. 2011.; b. 2012.

Figure 3: Vertical distribution of the occurred bird species a. 2011.; b. 2012.

A 2011-es felvételi évben (2. táblázat) a két tölgyes kvadrátban figyeltem meg a legtöbb fajt, valamint a denzitás- és a diverzitásértékek is a tölgyes mintaterületeken voltak a legnagyobbak.

2. táblázat: A madárközösségeket jellemző struktúra-paraméterek a vizsgálati években

Table 2: Structural properties of bird communities in the study years

	S	De (pár/ha)	H _(S)	J
2011				
Fenyves 1 _{303/B}	14	21	2,582	0,9785
Fenyves 2 _{303/K}	16	28	2,564	0,9249
Tölgyes 1 _{308/E}	19	32	2,720	0,9239
Tölgyes 2 _{305/F}	18	30	2,652	0,9177
Szürke nyáras _{314/L}	15	25	2,609	0,9634
2012				
Fenyves 1 _{303/B}	13	24	2,417	0,9422
Fenyves 2 _{303/K}	16	34	2,566	0,9254
Tölgyes 1 _{308/E}	19	40	2,635	0,8950
Tölgyes 2 _{305/F}	20	36	2,743	0,9157
Szürke nyáras _{314/L}	13	33	2,173	0,8471

Waliczky (1987) vizsgálatai során sokkal nagyobb diverzitás-különbséget tapasztalt a fiatal akácok (1,512) és az idős tölgyesek között (2,734). Winkler és Erdő (2012) szintén kisebb diverzitás értékeket kaptak rudas korú cseres-kocsányostölgyes állományban (2,376), és egy közel elegenden erdeifenyvesnél (2,043). Feltűnő, hogy ebben az esetben a kapott diverzitás értékek között nincs túl nagy különbség, 2,564 és 2,720 között változnak. Ez azzal magyarázható, hogy a mintaterületek viszonylag közel helyezkednek el egymáshoz, valamint az erdők struktúrálsága is igen hasonló. A tölgyeseknél kapott diverzitásértékek közel azonosak Waliczky (1987) idős tölgyeseknél kapott értékével, míg Winkler és Erdő (2012) cseres-kocsányos tölgyes állományánál kapott viszonylag alacsony értéke az állomány korával magyarázható.



A kiegyenlítettség értékeknél ezzel szemben a tölgyes kvadrátokban jöttek ki a legkisebb értékek. A kiegyenlítettség értékei 0,9177 és 0,9785 között változnak, tehát itt sincs számottevő különbség. A tölgyesek alacsonyabb kiegyenlítettség értékei azzal magyarázhatóak, hogy a mintaterületek sokkal heterogénebbek, ez által több faj több egyedét figyeltem meg. Waliczky (1987), valamint Winkler és Erdő (2012) is hasonló értéket kapott. Waliczky (1987) fiatal akácoknál kapta a legnagyobb kiegyenlítettségértéket (0,972), itt ugyanis kevés faj viszonylag homogén eloszlásban fordult elő. A tölgyesek kiegyenlítettségértékeinél viszont alacsonyabb értéket kapott (0,913), amit az állomány heterogenitásával magyarázott. Winkler és Erdő (2012) az erdeifenyves mintaterületnél kapta a legnagyobb kiegyenlítettségértéket (0,9826), míg a rudas stádiumú cseres-kocsányos tölgyes esetén 0,9265 értéket kapott.

A kiegyenlítettség értékei az erdő életkorával arányosan nőnek, és közelítik a maximális 1,00 értéket. A kapott értékek 0,92–0,98 között változtak, mivel a fák életkora is a 66 és 114 év közötti volt (kivéve a szürke nyáras, amely 27 éves). Ennyi idő alatt a madárfajok egyedei (párjai) a niche elméletnek megfelelően viszonylag egyenletesen töltik ki a rendelkezésükre álló teret (Sasvári 1986).

A 2012-es felvételi évben szintén a két tölgyes kvadrátban volt a legtöbb faj. A diverzitás és a denzitás értékei is a két tölgyesben a legmagasabbak. A fajszámot tekintve nem sok változás történt a 2011-es évhez képest. A kiegyenlítettség értékek azonban alacsonyabbak az előző évhez képest, 0,8471 és 0,9422 között változnak. A szürke nyárasban kapott alacsony érték a seregély (*Sturnus vulgaris*) nagyobb számban való megjelenésével magyarázható.

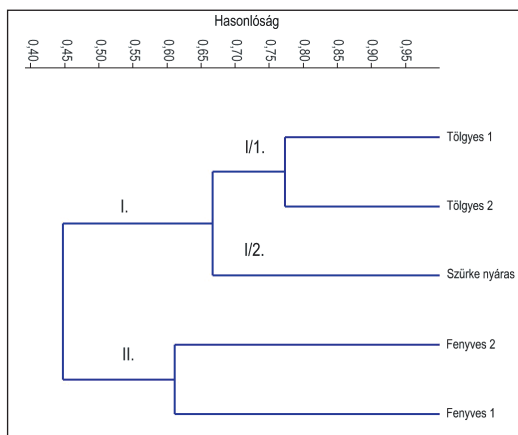
A Jaccard-féle fajazonossági index értékei a 3. táblázatban találhatóak. Mind a két felvételi évben a legmagasabb értékeket a két tölgyes kvadrát között kaptam, 2011-ben 68,18%, 2012-ben 77,27%. A legalacsonyabb érték 2011-ben a „fenyves 1” és a „tölgyes 1” kvadrátok között (43,48 %) volt, 2012-ben pedig a „fenyves 1” és a „tölgyes 2” mintaterületek között (43,48%) kaptam.

3. táblázat: A kvadrátok közötti Jaccard-féle fajazonosság értékei 2011-ben (normál szedés) és 2012-ben (vastag dőlt szedés)

Table 3: The values of Jaccard similarity between the quadrats studied in 2011 (normal) and in 2012 (Italic bold)

Jaccard-féle fajazonosság 2011–2012 (%)					
	Fenyves 1	Fenyves 2	Tölgyes 1	Tölgyes 2	Szürke nyáras
Fenyves 1		61,11	45,46	43,48	44,44
Fenyves 2	57,90		45,83	44,00	45,00
Tölgyes 1	43,48	45,83		77,27	68,42
Tölgyes 2	45,46	54,55	68,18		65,00
Szürke nyáras	45,00	63,16	54,55	50,00	

A hasonlóság szemléltetésére a Jaccard-féle fajazonossági indexen alapuló hierarchikus klaszter-analízis dendrogramját készítettem el. A 4. ábra a 2012-es év adataiból készített dendrogramot mutatja. Az ábrán jól látható, hogy a lombos kvadrátok (I.) jól elkülönülnek a fenyves mintaterületektől (II.). Az I. főcsoporton belül két alcsoportot lehet elkülöníteni. Az I/1. csoportba tartozik a két tölgyes kvadrát, míg az I/2. csoportba a szürke nyáras mintaterület. A II. főcsoportba a két fenyves mintaterület tartozik.



4. ábra: A Jaccard-féle fajazonossági indexen alapuló hierarchikus clusteranalízis dendrogramja
 Figure 4: Agglomerative hierarchical cluster analysis dendrogram based on Jaccard similarity

KONKLÚZIÓ

Vizsgálataim jól mutatják, hogy a tölgyes mintaterületeken több faj fordult elő, illetve ezekben a kvadrátokban a denzitásnak és a diverzitásnak is nagyobbak az értékei.

Az idős tölgyesek eltűnésével várhatóan a tölgyhöz köthető madárfajok száma is jelentős mértékben csökkenni fog. Az alföldi erdőkben a fajszegényedés elkerülése érdekében a fenyves monokultúrákban célszerű lenne lombos fajokkal, a legjobb termőhelyeken legalább foltokban kocsányos tölgygel elegyíteni ezeket az erdőket. Ezáltal a fajgazdagabb erdőkben diverzebb avicönózisok jöhetnek létre.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom Lakatos Ferenc egyetemi tanár úrnak az értékes szakmai segítségéért. Szeretnék köszönetet mondani Molnár Gyula címzetes egyetemi docens úrnak és Winkler Dániel egyetemi docens úrnak a kiértékelésben nyújtott segítségükért. Az általuk javasolt szakmai javaslatok és instrukciók hozzájárultak a cikk elkészítéséhez. Köszönöm édesapám, Andrási Pál segítségét, aki a felvételezések során az általam nem ismert madárhangok felismerésében nyújtott segítséget.

A kutatás a Talentum – Hallgatói tehetséggondozás feltételrendszerének fejlesztése a Nyugat-magyarországi Egyetemen elnevezésű TÁMOP – 4.2.2. B – 10/1 – 2010 – 0018 számú projekt keretében, az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Andrási D. 2012: Az ásothalmi Tanulmányi erdő madárvilága. Diplomamunka, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Sopron, 56 pp.
- Andrási P. 2002: Az ásothalmi Tanulmányi erdő madárvilága. Bedő Albert Erdészeti Szakiskola, Ásothalom, 34 pp.
- Bartha D. 2001: Veszélyeztetett erdőtársulások Magyarországon. WWF-füzetek, 18: Budapest, 25–26.
- Győry J. 1964: Néhány kocsánytalantölgyerdő-típus madártani vizsgálata. Doktori értekezés, Budapest, 141 pp.
- Haraszthy L. (szerk.) 1998: Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 pp.



- Kárpáti L. 1973: A Sopron környéki kocsánytalan tölgyesek madárvilágának vizsgálata. Diplomamunka, Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron, 73 pp.
- Kárpáti L. 1982: A Fertő-táj madárvilágának ökológiai vizsgálata. Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények, 1982(1): 111–203.
- Korolkova, G.E. 1963: Vlijanie ptic na tshislennost vrednih nasekomih (poisledovanijam v lesostepnih dubravah). Moszkva, 126 pp.
- Körmöczi L. 1994: Ökológiai módszerek. JATEPress, Szeged, 23–33.
- Legány A. 1973: Nemesnyárasok (*Populeto cultum*) ornitológiai problémái. *Aquila*, 76–77: 65–71.
- Legány A. 1977: A fészkelő madárközösségek szerepe a Felső-Tisza árterének biotópjaiban. Kandidátusi értekezés tézisei, Tiszavasvári, 14 pp.
- Legány A. 1985: Magyarország madarainak faunaelemenkénti megoszlása. *Pusztá*, 3 (12):133–144.
- Legány A. 2001: Revízió és kiegészítés Magyarország madarainak faunaelemenkénti megoszlásához. *Természettudományi Közlemények*, 1(1): 125–138.
- MacArthur, R.H. and MacArthur, J.W. 1961: On bird species diversity. *Ecology*, 42 (3): 594–598.
- Magyar L. 1980: Az Ásotthalmi-homokerdő. 258. In: Marián M. (szerk.): A Dél-Alföld madárvilága. Szeged.
- Marián M. (szerk.) 1980: A Dél-Alföld madárvilága. Szeged, 15–22.
- Mihály L. 1982: Ásotthalmal és környéke madárfaunisztikai ponttérképe. Kézirat, MME Monitoring Központ, Nyíregyháza 4 pp.
- MME Nomenclator Bizottság 2008: Magyarország madarainak névjegyzéke. *Nomenclator Avium Hungariae*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 278 pp.
- Molnár Gy. 1998: Dél-alföldi tölgyizlátumok madártani vizsgálata. *Aquila*, 103–104: 87–93.
- Moskát Cs. 1988: Diverzitás és rarefaction. *Aquila*, 95: 97–103.
- Pielou, E. C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144.
- Sasvári L. 1986: Madárökológia I. Akadémiai Kiadó, Budapest, 166 pp.
- Shannon, C.E. and Weaver, W. 1949: The mathematical theory of communication. Urbana, Illinois, Univ. Illinois Press.
- Turček, F.J. 1954: Adatok az erdő madárpopulációjának funkciójához a biocönológia és erdőgazdaság szempontjából. *Aquila*, 55–58: 51–53.
- Waliczky Z. 1987: A Pusztavacs környéki akácok madárökológiai vizsgálata. Diplomaterv, Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron, 5–16.
- Winkler D. 2005: Ecological Succession of Breeding Bird Communities in Deciduous and Coniferous Forests in the Sopron Mountains, Hungary. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 1: 49–58.
- Winkler D. 2008: Fészkelő madárközösségek szukcessziójának vizsgálata a Soproni-hegységben. *Magyar Ápróvad Közlemények*, 10: 147–220.
- Winkler, D. and Erdő, Á. 2012: A comparative study of breeding bird communities in representative habitats of the Sárosfő Nature Reserve area. *Natura Somogyiensis*, 22: 213–222.

*Érkezett: 2013. március 13.
Közlésre elfogadva: 2013. június 28.*

JELLEGZETES FINNORSZÁGI ERDŐTÁRSULÁSOK UGRÓVILLÁSKÖZÖSSÉGEINEK VIZSGÁLATA

Winkler Dániel András, Németh Tamás Márton és Traser György Nándor
Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Kutatásunkban tűlevelű, lombos és elegendő erdőállományok ugróvillás (Collembola) közösségeit vizsgáltuk Ähtäri (Nyugat-Finnország) körzetében. A vizsgálat során összesen 32 faj 2007 egyedét sikerült azonosítani. A leggyakoribb ugróvillás fajnak a *Folsomia fimetarioides* bizonyult, amely mindegyik vizsgált habitatban nagy egyedszámban fordult elő. A legnagyobb fajszámú és diverzitású közösséget az erdei fenyvesben találtuk, míg az ugróvillás-sűrűség a nyíres társulás talajában volt a legmagasabb. A vizsgált erdőállományok eltérő növényzetének ellenére az ugróvillás közösségek hasonlósága (Bray-Curtis) viszonylag magas értékeket mutatott.

Kulcsszavak: talajfauna, Collembola, diverzitás, tűlevelű erdők, lombos erdők

COMPARATIVE STUDY OF COLLEMBOLAN COMMUNITIES IN DIFFERENT FOREST TYPES OF FINLAND

Abstract

The Collembola fauna was studied in the region of Ähtäri (Western Finland) in five different habitats (coniferous, deciduous and mixed forests). During the survey a total of 2007 specimens belonging to 32 species were collected. The most abundant species was *Folsomia fimetarioides* occurring in high numbers in all sampled habitats. Species richness and diversity were the highest in the pine forest, while total abundance peaked in the soil samples of the birch forest. Despite of the different plant composition of the sampled forests, community similarity (Bray-Curtis) was relatively high (41%).

Keywords: soil fauna, Collembola, diversity, coniferous forest, deciduous forest

BEVEZETÉS

A finn erdőtypusrendszer kidolgozása Cajander (1909) nevéhez fűződik. Elmélete szerint a boreális régió szélsőséges viszonyai között csupán néhány növényfaj képes domináns szerepet betölteni, így a további társulásalkotóknak nemcsak a termőhelyi viszonyokhoz, hanem a fő(fa)fajokhoz is alkalmazkodniuk kell. Felismerte azt, hogy az aljnövényzet jól tükrözi a termőhelyi viszonyokat, ami megkönnyíti az erdőállományok osztályokba való sorolását. Ugyanakkor rendszerének alapját az akkor érintetlen idős (klímá) erdőállományok adták (Cajander 1949), amelyekből mára már csupán néhány maradt fenn (Uotila és mtsai 2001).

A skandináv országokban az elmúlt évtizedekre az új, intenzív erdőgazdálkodási technológiák alkalmazása volt jellemző (Esseen és mtsai 1997), melynek hatására az erdők aljnövényzetének összetétele jelentősen megváltozott (Uotila és Kouki 2005). Finnországban a fenyő monokultúrák telepítése lett a meghatározó, így a lombos erdőállományok aránya jócskán lecsökkent (Räty és Huhta 2004). Ezeknek a folyamatoknak számos ökológiai és érdekes talajfaunisztikai vonatkozása is van.

A talaj mezofaunáját képviselő ugróvillások (*Collembola*) kiváló indikátorai a talajkörnyezeti változásoknak (Hopkin 1997). Kimutatták továbbá, hogy az ugróvillások szoros funkcionális kapcsolatban vannak a talajfauna más csoportjaival, ezért nagy valószínűséggel feltételezhető, hogy ahol magas *Collembola*-diverzitást találunk, ott élénk a talajélet, és gazdag a talajfauna (Loksa 1978).

Skandináviai fenyőerdők ugróvillás közösségeiről számos publikáció látott napvilágot (Persson és mtsai 1980, Hågvar 1982, 1983, Hågvar és Abrahamsen 1984, Huhta és mtsai 1986), kevesebb tanulmány foglalkozik azonban lombos erdők *Collembola* faunájával (Petersen 1980, Huhta és Ojala 2006).

Kutatásunk célja néhány jellegzetes finnországi lombos és tűlevelű, valamint elegyes erdőtársulás *Collembola* faunisztikai és közösség-ökológiai összehasonlító vizsgálata volt.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

Vizsgálatainkat a nyugat-finnországi Ähtäri település közelében különböző típusú erdőállományokban (n=5) végeztük (1. ábra). Ezek rövid jellemzését, valamint a Cajander-féle osztályozás (Cajander 1925) szerinti besorolását az alábbiakban adjuk meg.

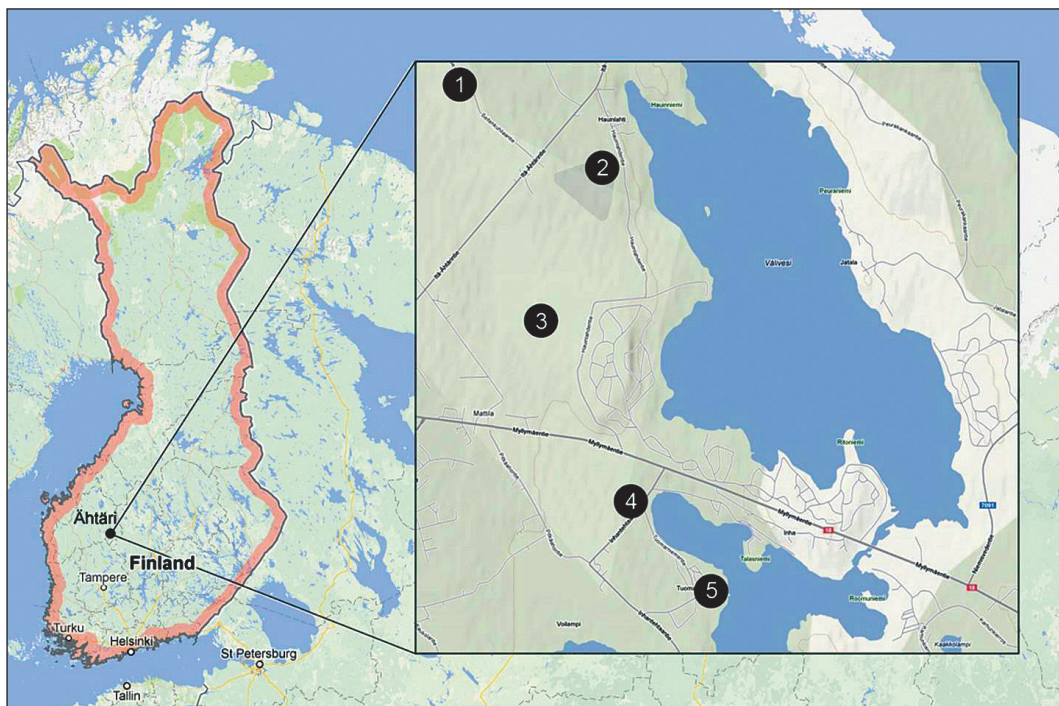
1. „Harju” (62°34'35.87"É, 24°6'30.52"K) – kb. 90 éves, *Vaccinium*-típusú erdeifenyő (*Pinus sylvestris* Linnaeus, 1753) állomány, ahol a vörös áfonya (*Vaccinium vitis-idaea* Linnaeus, 1753) és fekete mármorka (*Empetrum nigrum* Linnaeus, 1753) dominál. Humuszrétege csekély.

2. „Miilukangas” (62°34'18.74"É, 24°7'41.30"K) – kb. 110 éves, az előző típushoz képest nedvesebb, *Myrtillus*-típusú lucfenyves (*Picea abies* (Linnaeus) Karst. 1881), az emeletes moha (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.) és fekete áfonya (*Vaccinium myrtillus* Linnaeus, 1753) szőnyegszerű borítása jellemzi. A lombos fafajok hiányoznak, humuszrétege jól fejlett.

3. „Juurikkakangas” (62°33'42.26"É, 24°7'21.09"K) – kb. 90 éves, *Myrtillus*-típusú erdőállomány, ahol az erdeifenyő mellett a közönséges nyír (*Betula pendula* Roth, 1788) is jellemző fafaj. A fekete és vörös áfonya kiterjedt borítása és jól fejlett humuszréteg a jellemző.

4. „Tuomikoski” (62°33'2.98"É, 24°7'55.69"K) – kb. 30 éves, telepített nyíres, amely a *Myrtillus*-típusú erdőállományra hasonlít, de a tűlevelű fafajok hiányoznak. Domináns faj a fekete áfonya és fekete mármorka, humuszrétege még sekély.

5. „Tuomarniemi” (62°32'44.11"É, 24°8'37.78"K) – telepített, vegyes fafajú (lucfenyő, erdeifenyő, rezgő nyár (*Populus tremula* Linnaeus, 1753) és közönséges nyír), idős állomány, amely a *Vaccinium-Rubus*-típusba sorolható. A gyepszinten a fekete áfonya, a kövi szeder (*Rubus saxatilis* Linnaeus, 1753) és az erdei nádtippán (*Calamagrostis arundinacea* (Linnaeus, 1753) Roth, 1788) domináns. Talaját fejletlen humuszréteg jellemzi.



1. ábra: Vizsgálati terület (Åhtari, Finnország) – mintavételi helyek

- ❶ „Harju” – erdeifenyves; ❷ „Miilukangas” – lucfenyves; ❸ „Juurikkakangas” – nyíres-erdeifenyves
 ❹ „Tuomikoski” – nyíres; ❺ „Tuomarniemi” – elegyes állomány

Figure 1: Study area (Åhtari, Finland) – sampling sites

- ❶ "Harju" – pine forest; ❷ "Miilukangas" – spruce forest; ❸ "Juurikkakangas" – birch-pine forest
 ❹ "Tuomikoski" – birch forest; ❺ "Tuomarniemi" – mixed forest

Gyűjtési és kiértékelési módszerek

A talajmintákat egy 100 cm³ térfogatú, hossz tengelyében két palástra osztott fémhengerrel gyűjtöttük a talaj felső 10 cm-es rétegéből (gy.: Németh T.M., 2011. szeptember 19.). Mindegyik habitattípusból összesen 9x100 cm³ mintát dolgoztunk fel. A begyűjtött talajmintákat papírtölcséres futatóra (Balogh 1958) helyeztük. Két hét elteltével az ugróvillás egyedek leválogatása és mikroszkópos határozása következett.

Az ugróvillások határozása elsősorban Fjellberg (1980, 1998), Deharveng (1982), Babenko és mtsai (1994), Zimdars és Dunger (1994), Weiner (1996), Jordana és mtsai. (1997), Pomorski (1998), Brefeld (1999) és Potapov (2001) munkáinak segítségével zajlott. Az ugróvillások rendszertani áttekintésében Janssens és Christiansen (2011) beosztását vettük alapul.

A közösségi-ökológiai elemzés során a fajgazdagság, abundancia- és dominanciaviszonyok, fontosabb közösségi karakterisztikák (diverzitás, kiegyenlítettség) valamint hasonlósági indexek segítségével az egyes habitatok összehasonlító értékelését végeztük el. A tényleges fajszámon kívül megadjuk a nem-paraméteres fajszámbecslő Chao1 indexet is, amely a ritka fajok számának felhasználásával ad becslést a mintában nem szereplő fajok számára (Chao 1984). Chao1 értéke a mintában egyetlen egyeddel szereplő (szinglet) faj és a két egyeddel szereplő (duplet) fajok számának függvénye (Colwell és Coddington 1994, Colwell és mtsai 2004).



A diverzitásindexek közül a legelterjedtebb, Shannon és Weaver (1949) által leírt formulát (H), valamint a Simpson-féle diverzitásindexet (D) (Simpson 1949) alkalmaztuk. Míg a Shannon-függvény inkább a ritka fajokra, a Simpson-függvény a domináns fajok egyedszámára érzékeny. Ezért előfordulhat, hogy két közösség diverzitását rangsorolva – az alkalmazott diverzitásfüggvények eltérő érzékenységei miatt – eltérő eredményt kapunk. Ezt a hatást az úgynevezett diverzitási rendezés használatával lehet kiküszöbölni, ami lehetővé teszi a közösségek diverzitásának összehasonlítását a teljes gyakorisági skála mentén (Tóthmérész 1995, 1998). A Rényi-féle diverzitási rendezés egyben a Hutcheson-féle t -teszt igazolására is alkalmas (Tóthmérész 1997). A diverzitási profil megrajzolásához egy egyparaméteres diverzitási függvénycsaládot használunk, amelynek van egy α skálaparamétere (α rendű entrópia) (Rényi 1961, Patil és Taillie 1979), amelytől a függvény érzékenysége függ. Egy adott közösséget diverzebbnek nevezünk egy másiknál, ha profilja a másik fölött fut. Ha a profilok metszik egymást, akkor a diverzitás szempontjából a közösségek nem rangsorolhatók.

Minden közösségre megadjuk az ún. közösségidominancia-indexet (KDI). Ez az egyszerű karakterisztika megmutatja, hogy a dominancia-sorrendben elöl álló két faj dominanciaösszege hány %-a az összdominanciának (Krebs 1978).

A vizsgált élőhelyek Collembola közösségeinek hasonlóságát a Bray-Curtis-index (Bray és Curtis 1957) segítségével vizsgáltuk, amelynek előnye más hasonlósági, fajazonossági indexekkel (Jaccard, Sørensen) összevetve, hogy a mennyiségi viszonyokat is figyelembe veszi.

EREDMÉNYEK

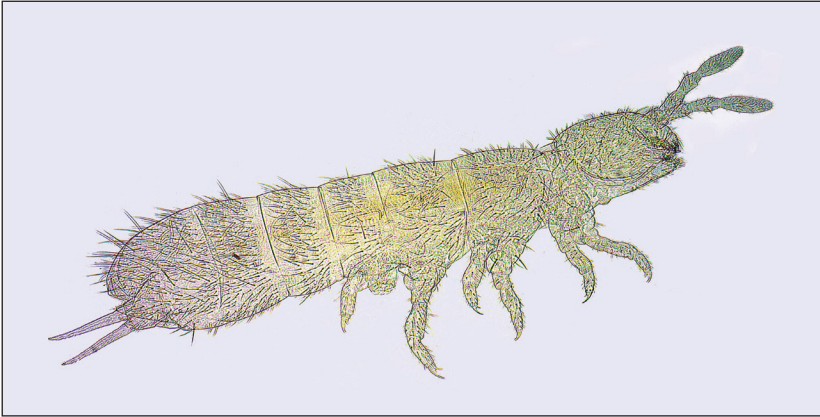
Faunisztikai eredmények

A vizsgálat során összesen 2007 Collembola egyedét gyűjtöttünk (1. táblázat). Az előkerült 32 faj 10 családot képvisel. Legnagyobb egyedszámmal az Isotomidae család volt képviselve, összesen 9 fajuk 1441 egyede fordult elő a vizsgálati területen. Míg a tipikusan euedafikus fajokat magába foglaló Onychiuridae és Tullbergiidae családok képviselőit közepes egyedszámmal találtuk a mintákban, a Tomoceridae és Entomobryidae családok alacsony faj- és egyedszámmal fordultak elő a minták összességében. Ennek többek közt az lehet a magyarázata, hogy egyes, főként a felszínen mozgó fajok (*Tomocerus*, *Pogonognathellus*, *Lepidocyrtus* és *Orchesella* spp.) a mintavételi módszer miatt meglehetősen alulreprezentáltak voltak, bár itt érdemes megemlíteni, hogy biomassza-részarányukat Huhta és mtsai (1986) sem találták jelentősnek a finnországi fenyesekben végzett gyűjtéseik alapján. Kis egyedszámmal, több esetben érdekes fajokkal további családok is megjelentek a mintákban (a Neanuridae, Hypogastruridae család fajai, valamint a Neelidae, Katiannidae és Arrhopalitidae család gömböc ugróvillásai).

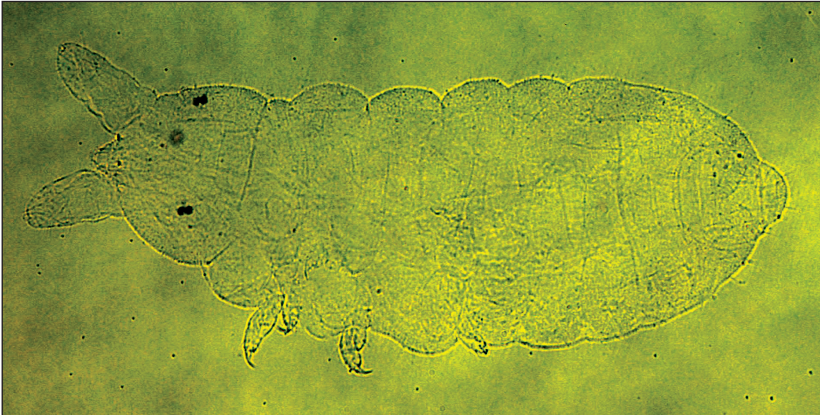
A leggyakoribb, mindegyik habitattípusban előforduló faj az Isotomidae családba tartozó *Folsomia fimetarioides* (2. ábra) volt. A mintáinkat tekintve legnagyobb sűrűségben a nyíresben találtuk. Az elsősorban fenyesekre jellemző, hazánktól északabbra előforduló, szintén az Isotomidae családot képviselő *Anurophorus septentrionalis*-a vizsgálati területünkön erdei- és lucfenyesben, valamint nyíres-erdeifenyvesben gyűjtöttük. Bár mintáinkban kis számban került elő, szinte egész Európában, így Finnországban is általánosan elterjedt fajnak számít a Neanuridae családba tartozó, mindössze 0,5 mm nagyságú *Micranurida pygmaea* (3. ábra). Ugyanebből a génusból sikerült kimutatnunk a Skandináviában általánosan elterjedt, teljesen vak *M. forsslundi* ugróvillás fajt is (4. ábra), amelyet lucfenyves állomány alól gyűjtöttünk.

1. táblázat: Az előforduló *Collembola* fajok abundanciája (egyed/m²)
 Table 1: *Collembola* species spectrum and abundance (ind./m²) in the sampled habitats

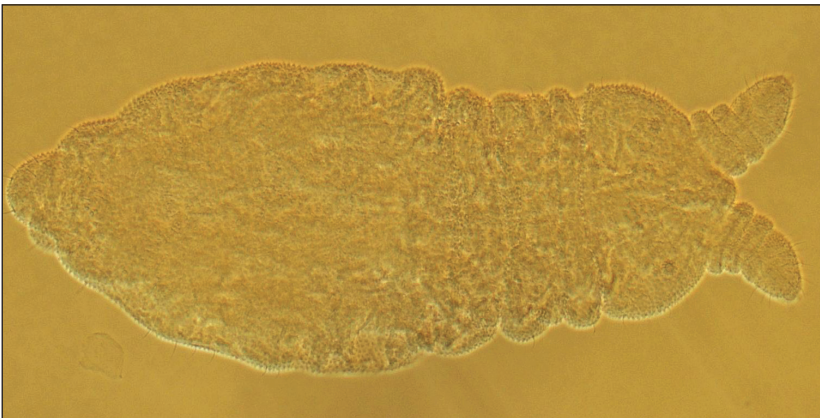
<i>Collembola</i>	Erdei-fenyves	Luc-fenyves	Nyíres-erdeifenyves	Nyíres	Elegyes erdő
<i>Neanuridae</i>					
<i>Anurida</i> sp.	148,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Friesea truncata</i> Cassagnau, 1958	0,0	0,0	0,0	458,3	259,3
<i>Friesea mirabilis</i> (Tullberg, 1871)	1222,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Micranurida forsslundi</i> Gisin, 1949	0,0	111,1	0,0	0,0	0,0
<i>Micranurida pygmaea</i> Börner, 1901	74,1	37,0	0,0	0,0	0,0
<i>Micranurida granulata</i> (Agrell, 1943)	0,0	37,0	0,0	0,0	0,0
<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)	74,1	37,0	83,3	333,3	0,0
<i>Pseudachorutes parvulus</i> Börner, 1901	0,0	148,1	41,7	0,0	0,0
<i>Hypogastruridae</i>					
<i>Willemia anophthalma</i> Börner, 1901	1074,1	555,6	1416,7	125,0	0,0
<i>Willemia denisi</i> Mills, 1932	37,0	0,0	0,0	0,0	37,0
<i>Onychiuridae</i>					
<i>Hymenaphorura polonica</i> Pomorski, 1990	0,0	74,1	0,0	0,0	0,0
<i>Micraphorura absoloni</i> (Börner, 1901)	888,9	2703,7	208,3	791,7	0,0
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)	814,8	0,0	125,0	1583,3	2185,2
<i>Protaphorura subuliginata</i> (Gisin, 1956)	0,0	0,0	111,1	0,0	0,0
<i>Protaphorura</i> sp. (juv.)	0,0	0,0	0,0	0,0	74,1
<i>Tullbergiidae</i>					
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i> Rusek, 1974	74,1	0,0	0,0	41,7	0,0
<i>Mesaphorura yosii</i> (Rusek, 1967)	1407,4	777,8	333,3	250,0	1222,2
<i>Tomoceridae</i>					
<i>Pogonognathellus flavescens</i> (Tullberg, 1871)	0,0	0,0	0,0	83,3	148,1
<i>Tomocerus</i> sp.	0,0	0,0	41,7	0,0	0,0
<i>Isotomidae</i>					
<i>Anurophorus septentrionalis</i> Palissa, 1966	851,9	2444,4	625,0	0,0	0,0
<i>Desoria hiemalis</i> (Schoett, 1893)	0,0	148,1	0,0	0,0	0,0
<i>Folsomia fimetaria</i> (Linnaeus, 1758)	0,0	0,0	0,0	0,0	111,1
<i>Folsomia fimetarioides</i> (Axelson, 1903)	2925,9	5296,3	3291,7	15250,0	10333,3
<i>Folsomia manolachei</i> Bagnall, 1939	0,0	0,0	0,0	0,0	1851,9
<i>Isotoma caerulea</i> Bourlet, 1839	0,0	0,0	0,0	0,0	296,3
<i>Isotominella minor</i> (Schäffer, 1896)	1963,0	1592,6	2041,7	0,0	1000,0
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	1037,0	592,6	666,7	1083,3	925,9
<i>Pseudanurophorus binoculatus</i> Kseneman, 1934	74,1	185,2	0,0	250,0	0,0
<i>Entomobryidae</i>					
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	37,0	0,0	0,0	0,0	703,7
<i>Neelidae</i>					
<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900	481,5	111,1	0,0	125,0	851,9
<i>Katiannidae</i>					
<i>Sminthurinus</i> sp. (juv.)	0,0	0,0	0,0	0,0	111,1
<i>Arrhopalitidae</i>					
<i>Arrhopalites</i> sp.	74,1	0,0	0,0	0,0	0,0
sum	13259,3	14851,9	8986,1	20375,0	20111,1



2. ábra: A leggyakoribb ugróvillás faj, a *Folsomia fimetarioides* (Fotó: Winkler D.)
Figure 2: The most abundant Collembola species: *Folsomia fimetarioides* (Photo: Winkler D.)



3. ábra: A savanyú fenyvesek talajának jellegzetes ugróvillása, a *Micranurida pygmaea* (Fotó: Winkler D.)
Figure 3: Characteristic species of acid coniferous forests: *Micranurida pygmaea* (Photo: Winkler D.)



4. ábra: *Micranurida forsslundi* (Fotó: Winkler D.)
Figure 4: *Micranurida forsslundi* (Photo: Winkler D.)

Közösségi ökológiai eredmények

A vizsgált erdőtársulások ugróvillás közösségeinek legfontosabb karakterisztikáit a 2. táblázatban foglaljuk össze.

2. táblázat: A vizsgált habitatok ugróvillás közösségeinek fontosabb karakterisztikái
Table 2: Collembola community characteristics in the sampled habitats

	S	Chao1	A	H'	D	J	KDI
Erdeifenyves	18	18,2	13259,3	0,88	2,354	0,81	36,87
Lucfenyves	16	17,5	14851,9	0,79	1,911	0,69	53,87
Nyíres-erdeifenyves	12	12,5	8986,1	0,78	1,795	0,72	59,26
Nyíres	12	12,9	20375,0	0,43	1,056	0,42	82,62
Elegyes állomány	15	16,1	20111,1	0,7	1,759	0,65	51,38

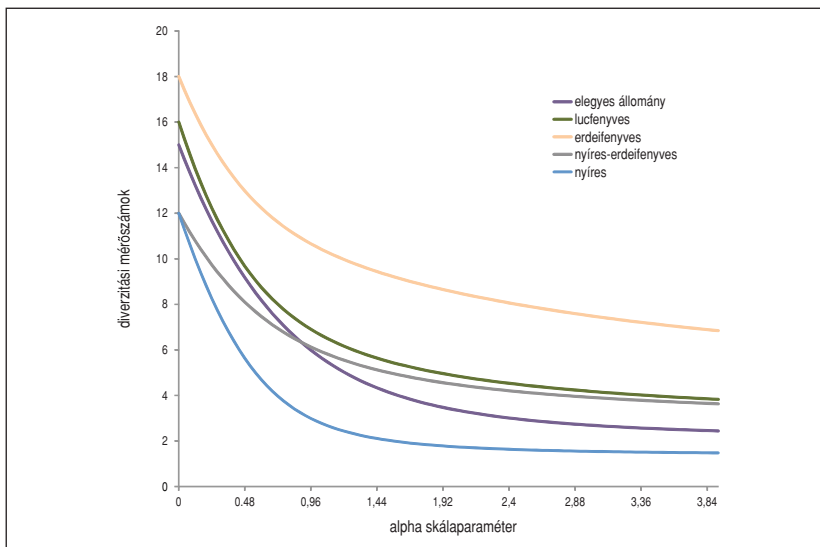
Jelmagyarázat: S – fajszám, Chao1 – nemparaméteres fajszámbecslő; A – abundancia (egyed/m²); H' – Shannon-diverzitás; D – Simpson-diverzitás; J – egyenletesség; KDI – közösségidominancia-index (%)

Abbreviations: S – total number of species; Chao1 – nonparametric species richness estimator; H' – Shannon-Weaver's diversity index; D – Simpson's diversity index; J – Pielou's evenness index; KDI – community dominance index (%)

A legtöbb fajt (18) az erdeifenyvesből vett mintákból sikerült kimutatnunk, valamint a diverzitás mérőszámai (Chao 1, Shannon- és Simpson-diverzitás) is ebben a habitatban adódtak a legmagasabbnak. A legalacsonyabb fajszámot (12) a nyíresben, valamint a nyíres-erdeifenyvesben detektáltuk.

A diverzitás és a kiegyenlítettség értékei a fiatal nyíresben voltak a legalacsonyabbak. A Shannon-diverzitások összehasonlítása (t-teszt) szignifikáns eltérést mutatott ($p < 0,05$) a nyíres-erdeifenyves – idős elegyes állomány párosítás kivételével. Utóbbi két állomány ugróvillás közösségeinek diverzitási profiljai azonban metszik egymás (5. ábra), így e két közösség a diverzitás alapján nem rangsorolható.

Az összábundancia-értékeket tekintve a nyíres és az elegyes állományok talajában találtuk a legnagyobb ugróvillás-sűrűséget.



5. ábra: A vizsgált habitatok Collembola közösségeinek diverzitási profiljai
Figure 5: Diversity profiles of Collembolan communities in the sampled habitats

A közösségidominancia-index magas értéket vett fel a nyíres állomány közösségében, ami egyrészt az alacsony fajszámnak, másrészt a *F. fimetarioides* többi fajhoz képest kiugróan magas dominanciájának köszönhető. A dominanciaindex alacsony értéke az erdeifenyves ugróvillás közösségénél kiegyenlítettebb dominanciastruktúrát jelez.

3. táblázat: A vizsgált habitatok ugróvillás közösségeinek hasonlósági mutatószámai (Bray-Curtis-index)
Table 3: Bray-Curtis similarity indices for between site comparisons of the Collembola communities

	Erdeifenyves	Lucfenyves	Nyíres-erdeifenyves	Nyíres
Lucfenyves	0,60			
Nyíres-erdeifenyves	0,72	0,61		
Nyíres	0,44	0,46	0,41	
Elegyes erdő	0,47	0,47	0,44	0,67

A Bray-Curtis hasonlósági index (3. táblázat) a gyűjtőhelyek viszonylatában 41% és 72% között változik (a legnagyobb hasonlóság az erdeifenyves és a nyíres-erdeifenyves között mutatkozott).

MEGVITATÁS

Az erdőterületek minőségi változásai (állománycserék, állományátalakítások) a legtöbb esetben jelentős hatással vannak a talajfaunára (Elmardottir és mtsai 2008). Különösen jellemző ez a korábban lombos állományok helyén telepített fenyvesek esetében (Arbea és Jordana 1985, Frank 1994, Traser és Csóka 2001, Fjellberg és mtsai 2007, Winkler és Tóth 2012). Finnországban a fenyő monokultúrák térhódítása s ezzel együtt a lombos állományok arányának csökkenése volt jellemző az elmúlt évtizedekben (Räty és Huhta 2004). A fenyvesítést követően a lebomlási folyamatok lelassulnak a fenyőtűavarnak köszönhetően, amely eltérő humuszformákban is megmutatkozik (Dunger és Voigtländer 2009). Számolni kell a fenyvesekben a talaj savanyodásával is az ugróvillások által leginkább benépesített felső 0–5 cm talajrétegben (Hågvar 1982, 1983, Hågvar és Abrahamsen 1984, Halbritter és mtsai 2007). Ezek a változások elsősorban a közösségek megváltozott fajösszetételében mutatkoznak meg, a fajszám azonban nem mindig mutat szignifikáns csökkenést a fenyvesekben (Fjellberg és mtsai 2007).

Finnországi gyűjtéseinkben a különböző erdőtipusok Collembola közösségeinek fajösszetétele a gyakori fajokat tekintetve nagy hasonlóságot mutatott hasonló élőhelyeken végzett felmérések eredményeivel (Huhta és mtsai 1986, Huhta és Ojala 2006, Huhta és mtsai 2010). A leggyakoribb fajnak bizonyult, észak-európai elterjedésű *Folsomia fimetarioides* Fjellberg (2007) mint túlevelű erdők talajának jellemző fajtát említi, míg Huhta és Ojala (2006) különböző eredetű nyíres állományokban is nagy sűrűségben találták, amit az Ähtäri mellett végzett vizsgálataink is igazoltak. Az *Anurophorus septentrionalis* fajt Huhta és mtsai (1986) a *Calluna*-típusú erdeifenyvesek egyik leggyakoribb ugróvillásának találták, a vizsgálati területünkön is a fenyvesekből mutattuk ki. A fenyvesek talajában gyűjtött *Micranurida pygmaea* az egyik jelzője lehet a talaj savanyodásának, hiszen a fajt a legtöbb szakirodalom mint kimondottan acidofil fajt jellemzi (Hågvar and Abrahamsen 1980, 1984; Ponge 1993). Érdekességként említhető azonban, hogy a hazai vörösiszap-szenyezést követően Winkler és Erdő (2012) erősen lúgos (pH>9) talajban is gyűjtötte ezt a fajt, amely így a talaj kémhatását tekintve jóval toleránsabb, mint ahogy eddig feltételezték (Gillet és Ponge 2004).

A vizsgálati területen a Collembola-abundancia a nyíresben és az elegyes erdőben volt magasabb, azonban ez nem mindig törvényszerű. Norvégiában Fjellberg és mtsai (2007) korábbi nyíres helyén ültetett luc- és szitka lucfenyves állományokban jelentős abundancianövekedést detektáltak a nyíres kontrollterületekhez

képest. A magasabb ugróvillás-sűrűség okát a fenyőtűavar szerkezetében vélték felfedezni, amely levegősebb életteret biztosít számos fajnak, emellett kiegyenlítettebb talajhőmérsékleti és talajnedvességi viszonyokat is eredményezhet.

A közösségek közötti hasonlóság relatív magas értékei azt jelzik, hogy bár vannak a túlevelű és lombos állományokra specifikusan jellemző fajok, a közös fajok aránya meglehetősen nagy a különböző fajfajú állományokban is, ami a boreális régió sajátosága (Huhta és mtsai 2005).

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Arbea, J.I. and Jordana, R. 1985: Efecto de una repoblación con coníferas en un robleal de Navarra sobre los colémbolos edáficos. *Boletim de Sociedade Portuguesa de Entomologia*, Supl. 1(2): 277-286.
- Balogh J. 1958: A talajzoológiai kutatások eredményei és feladatai hazánkban. *A Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Csoportjának Közleményei*, 2(1): 79-93.
- Bray, J.R. and Curtis, J.T. 1957: An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349.
- Cajander, A.K. 1909: Ueber Waldtypen. *Acta Forestalia Fennica*, 1: 1-175.
- Cajander, A.K. 1925: Metsätyypiteoria. *Acta Forestalia Fennica*, 4: 1-84.
- Cajander, A.K. 1949: Forest types and their significance. *Acta Forestalia Fennica*, 56: 1-71.
- Deharveng, L. 1982: Cle de détermination des genres de Neanurinae (Collembola) d'Europe et la région Méditerranéenne, avec description de deux nouveaux genres. *Travaux du Laboratoire d'Ecologie des Arthropodes Edaphiques*, 3: 7-13.
- Dunger, W. and Voigtländer, K. 2009: Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil eco-subsystem development in post-mining sites of eastern Germany – a review. *Soil Organisms*, 81(1): 1–51.
- Elmarsdóttir, A.; Fjellberg, A.; Halldorson, G.; Ingimarsdóttir, M.; Nielsen, O.K.; Nygaard, P.; Oddsdóttir, E.S. and Sigurdsson, B.D. 2008: Effects of afforestation on biodiversity. In: Halldorsson, G.; Oddsdóttir, E.S. and Sigurdsson, B.D. (eds.): AFFORNORD. Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. *TemaNord 2008/562*: 37–47.
- Esseen, P.-A.; Ehnström, B.; Ericson, L. and Sjöberg, K. 1997: Boreal forests. *Ecological Bulletins*, 46: 16–47.
- Fjellberg, A. 1980: Identification keys to Norwegian Collembola. *Norsk Entomologisk Forening*, 1–152.
- Fjellberg, A. 1998: The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I.: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica*, 35: 1–184.
- Fjellberg, A. 2007: Checklist of Nordic Collembola. With notes on habitat preferences and presence/absence in individual countries. 46.18.32.69/~doehetzelf/publicat/collnord.pdf
- Fjellberg, A.; Nygaard, P.H. and Stabbetorp, O.E. 2007: Structural changes in Collembola populations following replanting of birch forest with spruce in North Norway. In Halldorsson, G., Oddsdóttir, E.S. & Eggertsson, O. (eds.): Proceedings from the AFFORNORD conference, Reykholt, Iceland, June 18-22, 2005, *Tema Nord 2007*, p.119–125.
- Frank, J. 1994: Use of broadleaved trees in conifers as a countermeasure to acidification: Effects on soil properties. *Aktuelt fra Skogforsk*, 14: 42–47.
- Gillet, S. and Ponge, J.F. 2004: Are acid-tolerant Collembola able to colonise metal-polluted soil? *Applied Soil Ecology*, 26: 219–231.
- Hågvar, S. 1982: Collembola in Norwegian coniferous forest soils I. Relations to plant communities and soil fertility. *Pedobiologia*, 24: 255–296.
- Hågvar, S. 1983: Collembola in Norwegian coniferous forest soils II. Vertical distribution. *Pedobiologia*, 25: 383–401.
- Hågvar, S. and Abrahamsen, G. 1980: Colonisation by Enchytraeidae, Collembola and Acari in sterile soil samples with adjusted pH levels. *Oikos*, 34: 245–258.
- Hågvar, S. and Abrahamsen, G. 1984: Collembola in Norwegian coniferous forest soils. III. Relations to soil chemistry. *Pedobiologia*, 27: 331–339.
- Hopkin, S.P. 1997: *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. University Press, Oxford.
- Huhta, V. and Ojala, R. 2006: Collembolan communities in deciduous forests of different origin in Finland. *Applied Soil Ecology*, 31: 83–90.



- Huhta, V.; Hyvönen, R.; Kaasalainen, P.; Koskenniemi, A.; Muona, J.; Mäkelä, I.; Sulander, M. and Viikamaa, P. 1986: Soil fauna of Finnish coniferous forests. *Annales Zoologici Fennici*, 23: 345–360.
- Huhta, V.; Rätty, M.; Ahlroth, P.; Hänninen, S.-M.; Mattila, J.; Penttinen, R. and Rintala, T. 2005: Soil fauna of deciduous forests as compared with spruce forests in central Finland. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 81: 52–70.
- Huhta, V.; Siira-Pietikäinen, A.; Penttinen, R. and Rätty, M. 2010: Soil Fauna of Finland: Acarina, Collembola and Enchytraeidae. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 86: 59–82.
- Janssens, F. and Christiansen, K.A. 2011: Class Collembola Lubbock, 1870. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.), *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness*. *Zootaxa*, 3148: 192–194.
- Jordana, R.; Arbea, J.I. and Carlos Simón, M.J.L. 1997: Collembola, Poduromorpha. *Fauna Iberica*, Vol. 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Krebs, C.J. 1978: *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th ed. Benjamin Cummings, San Francisco, USA
- Loksa, I. 1978: Mikrohabitate und ihre Bedeutung für die Verteilung der Collembolen-gemeinschaften in einem Hainbuchen-Eichenbestand. *Opuscula Zoologica*, 16: 87–96.
- Patil, G.P. and Taillie, C. 1979: An overview of diversity. 3–27. In: Grassle, J.F.; Patil, G.P.; Smith, W. and Taillie, C. (eds.): *Ecological diversity in Theory and Practice*. International Cooperative Publishing House, Fairland, Maryland, USA
- Persson, T.; Bååth, E.; Clarholm, M.; Lundkvist, H.; Söderström, B. and Sohlenius, B. 1980: Trophic structure, biomass dynamics and carbon metabolism in a Scots pine forest. *Ecological Bulletins*, 3: 419–459.
- Petersen, H. 1980: Population dynamic and metabolic characterization of Collembola species in a beech forest ecosystem. 806–833. In: Dindal, D.L. (ed.): *Proceedings of the VIIth International Colloquium of Soil Zoology*, Syracuse, USA, 1979. EPA.
- Ponge, J.F. 1993: Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. *Pedobiologia*, 37: 223–244.
- Potapov, M. 2001: Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 73(2): 1–603.
- Rätty, M. and Huhta, V. 2004: Earthworm communities in birch stands with different origin in central Finland. *Pedobiologia*, 48: 283–291.
- Rényi, A. 1961: On mesasure of entropy and information. 547–561. In Neyman, J. (ed.): *Proceedings of the 4th Berkley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. University of California Press, Berkley, USA
- Shannon, C.E. and Weaver, W. 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, pp. 1–117.
- Simpson, E.H. 1949: Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Tóthmérész B. 1997: *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó. Budapest.
- Tóthmérész B. 1998: Kvantitatív ökológiai módszerek a skálafüggés vizsgálatára. 145–160. In: Fekete G. (szerk.): *A közönségi ökológia frontvonalai*. Scientia Kiadó. Budapest.
- Tóthmérész, B. 1995: Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6(2): 283–290.
- Traser Gy. és Csóka Gy. 2001: A mezofauna – Insecta: Collembola – ásothalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. *Erdészeti Kutatások*, 90: 231–240.
- Uotila, A. and Kouki, J. 2005: Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *Forest Ecology and Management*, 215: 113–137.
- Uotila, A.; Maltamo, M.; Uuttera, J. and Isomäki, A. 2001: Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Ecological Bulletins*, 49: 149–158.
- Weiner, W.M. 1996: Generic revision of Onychiurinae (Collembola: Onychiuridae) with a cladistic analysis. *Annales de la Société Entomologique de France*, 32: 163–200.
- Winkler D. és Erdő Á. 2012: Talajélet a vörösiszap-szennyezés után. *Erdészeti Lapok*, 147(6): 171–173.
- Winkler D. és Tóth V. 2012: Effects of afforestation with pines on Collembola diversity in the limestone hills of Szárhalom (West Hungary). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 8: 9–20.
- Zimdars, B. and Dunger, W. 1994: Tullbergiinae. In: Dunger, W. (ed.): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol. 1. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 68(3–4): 1–71.

Érkezett: 2013. április 1.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.

A MÁJUSI ÉS AZ ERDEI CSEREBOGÁR, VALAMINT AZ ELLENÜK VALÓ VÉDEKEZÉSI LEHETŐSÉGEK

Varga Szabolcs és Molnár Miklós

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Hazánkban a Melolonthidae család két fájának van kiemelt erdőgazdasági jelentősége: a májusi cserebogárnak (*Melolontha melolontha*) és az erdei cserebogárnak (*Melolontha hippocastani*). Cikkünkben részletekbe menően mutatjuk be e két fajjal kapcsolatos tudományos ismereteket. A magyar nyelvű erdészeti szakirodalom alapján ismertetjük a kártételük csökkentésére irányuló korábbi védekezési kísérleteket, valamint a saját kísérleteink alapján javasolt technológiák leírását.

Kulcsszavak: cserebogár, erdészeti növényvédelem, inszekticid

THE MAYBEETLE AND THE FOREST COCKCHAFFER IN HUNGARY, AND POSSIBILITIES FOR PROTECTION AGAINST THE SPECIES

Abstract

Two species of the family Melolonthidae have particular importance in forest management in Hungary; the maybeetle (*Melolontha melolontha*) and the forest cockchafer (*Melolontha hippocastani*). Our knowledge about the above mentioned two species are presented in details in this article. Earlier experiences, which aimed to decrease their damage as well as proposed technological description based on our own experiments are expound on the basis of Hungarian literature.

Keywords: cockchafer, forest protection, insecticide

BEVEZETÉS

A Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőművelési és Erdővédelmi Intézete a Bakonyerdő Zrt., a SEFAG Zrt., a Zalaerdő Zrt., valamint a KAEG Zrt. területén a helyi kollégákkal és a növényvédőszer-forgalmazó cégek képviselőivel együttműködve kiterjedt kísérletsorozatot végzett a cserebogarak okozta erdei kártétel csökkentése érdekében. A különböző feltételek között zajló, üzemi méretekben végzett kísérletek 2006-ban kezdődtek, és 2011-ben zárultak. Írásunkban az eddig csak szakmai rendezvényeken bemutatott eredményeinket foglaljuk össze. A kísérletek pontos leírását terjedelmi korlátok miatt itt nem részletezhetjük, az érdeklődők azonban intézetünkben megtekinthetik a partnereink részére éventéként készített kutatási jelentéseink másolatát, melyek tartalmazzák a kísérletekre vonatkozó összes információt.



Cikkünkben bemutatjuk a két kiemelkedő erdőgazdasági jelentőségű cserebogárfajunkkal kapcsolatos legfontosabb ismereteket, valamint a hazai erdészeti szakirodalom feldolgozásával röviden összefoglaljuk az ellenük való korábbi védekezési eljárásokat. Ez a rövid áttekintés hozzájárul a probléma jobb megértéséhez és a növényvédelmi beavatkozások szakszerűbb kivitelezéséhez. A két fajjal kapcsolatos további részletek Janik és mtsai (2008) által készített – a helyi jelentőségű cserebogárfajok életmódját is részleteiben tárgyaló – összeállításban olvashatók.

MÁJUSI CSEREBOGÁR (*MELOLONTHA MELOLONTHA* LINNAEUS 1758)

Elterjedése

Legkedvezőbb számára Közép-Európa mérsékelt klímájú területe, ahol nagy egyedszámban található. Elterjedésének északi határa Anglia középső részein keresztül Norvégia és Svédország déli része. Déli határterülete Olaszország déli vidéke, Görögország északi vonala (Homonnay és Homonnayné 1990).

Magyarországon általánosan elterjedt. Leginkább a jól felmelegedő, középköttött barna erdőtalajokon fordul elő, de a homokos talajokon is tömegessé válik, különösen a melegebb éghajlatú vidékeken.

Az idők során a Kárpát-medencében a fajnak 7 törzse alakult ki. A hét törzs közül négy négyéves fejlődésű. Ezek a törzsek a Kárpátok övezetébe esnek. Hazánkban az V., a VI. és a VII. számú cserebogártörzs található meg, ezek fejlődése hároméves. Az egyes törzsek rajzása más-más évekre esik: V. törzs: 2010–2013–2016..., VI. törzs: 2011–2014–2017..., VII. törzs: 2009–2012–2015... Az ország területén minden évben van valahol erős rajzás. Ahol az erős rajzás két egymást követő évben észlelhető, ott a májusi cserebogárnak két törzse is előfordul. Ilyen vidék a Nyírség-Hajdúság és a Börzsöny-Cserhát hegységek. Somogyban és a Mecsekben mindhárom törzs előfordul, itt évenként van rajzás (Győrfi 1954).

A hazai erdészeti szakirodalomban Győrfi (1954) közöl először a törzsek elterjedését ábrázoló térképeket. Az elterjedési területek határai azonban idővel változhatnak. Az elmúlt 50 évben az V. törzs elterjedési területe növekedett. A legnagyobb gyarapodás a Hajdúságban volt. Nagyobb növekedést mutat a VI. törzs területe, amely napjainkra kiterjedt csaknem az egész Dunántúlra, és megjelent az Északi-középhegységben is. A VII. törzs területe viszont alig változott. A májusi cserebogár törzsek elterjedésének határait az 1. ábra szemlélteti.

A rajzást és a pajorok túlélését befolyásoló tényezők (elsősorban az időjárás, a predáció és az emberi beavatkozás) függvényében időről időre változhat az egyes törzsek rajzásának jelentősége is.

Rajzás

A bábozódás után a talajban áttelelt imágó az időjárástól függően április végén, május elején jön elő. A rajzás kezdetének előrejelzésére több módszer is ismert:

1. Tóth (1976) mérései alapján a rajzás akkor kezdődik, ha április 1-jétől számítva 20 cm-es talajsztímben a 19 órakor mért hőmérsékletek összege eléri a $150,4 \pm 6$ °C-ot, és 130 °C elérése után 2–3 nappal tovább nem süllyed 10 °C alá.
2. Nowinszky és Nagy (1977) a labilitási koefficiens segítségével határozta meg a rajzás kezdetét. Vizsgálataik szerint a faj reaktiválódási küszöbhőmérséklete 8,1 °C középhőmérséklet. Ha a 8,1 °C-ot meghaladó napokon az effektív hőösszeget összeadjuk, és ennek értéke eléri a 26,0–27,7 °C-ot, a rajzás megkezdődhet. Kedvezőtlen időjárás esetén a rajzás néhány napot késhet.

3. Bognár (1979) szerint a rajzás akkor kezdődik, amikor a talaj hőmérséklete 20–25 cm-es mélységben eléri a 11 °C-ot.
4. Az erdővédelmi prognózisfüzetek szerint a cserebogarak megjelenése akkor várható, ha március 1-jétől összeadunk minden 0 °C feletti átlag napi középhőmérsékletet, és ennek összege eléri a 335 °C-ot. Április közepétől a napi középhőmérséklettől 5 °C-kal kevesebbet kell az összeghez adni (Hirka 2012).



1. ábra: Cserebogár törzsek elterjedési területei Magyarországon (Homonnay 1973)

Figure 1: Flight area of common maybeetle strains in Hungary

Először a hímek, majd néhány nap múlva a nőstények is repülnek. Az ivararány kiegyenlítődése a rajzást követő 7–10. napra tehető. A hűvös, nedves időjárás a kirepülést késlelteti, ez elnyújtja a rajzás idejét. A tartósan kedvezőtlen időjárás ellehetetleníti a peterakást, és akár meg is tizedelheti a bogarak állományát. A rajzásnak a meleg kedvez, intenzitása az esős időszakokat követő felmelegedések során különösen nagy. A bogarak a reggeli napsütésben és a szürkületben a legaktívabbak, napközben kevesebb repülő egyedet látni. Éjszaka a fákon és a leveleken pihennek, a hajnali órákra gyakran meg is dermednek (Bognár 1979).

A talajból kirepülve a bogarak általában a szilуетt fák irányába haladnak. Ide-oda repkedve sokat mozoghatnak, de jellemzően a kirepülés helye körül maradnak. A populáció egy kisebb része azonban új területekre vándorol. Megfigyelték már a góctól 3–5 km távolsáig repülő bogarakat is (Homonnay és Homonnayné 1990).

Rajzáskor a bogarak igyekeznek magas egyedsűrűséget kialakítani. Alacsony egyedszám esetén sem szóródnak szét, inkább összegyűlnek egy-egy rajzóhelyen. Rajzóhelyek a napsütötte erdőszeleken, magányosan álló fákon, facsoportokon alakulnak ki. Tömeges rajzás esetén a bogarak ellepik az erdőszeleket, de akár az állományban álló fákat is (Bognár 1979).

A hímek többet repülnek, ők keresik fel a nőstényeket. Nagyobb aktivitásukat a fénycsapdák is igazolják. Homonnay (1977) az 1967-es rajzás adatainak összesítésekor 9:1 és 8:2 hím-nőstény arányt állapított meg. A nőstények elsősorban akkor kerülhetnek a fénycsapdába, amikor a talajból kirepültek, vagy petézés céljából a rajzófákról a talaj felé visszarepültek. A bogarak mozgására legnagyobb hatással a hőmérséklet és csapadékviszonyok voltak.



A bogarak a kirepülés után 1–2 napig táplálkoznak, csak ezután kerül sor a párzásra. A párzás 1–2 órát vesz igénybe, amit újabb táplálkozással töltött nap követ, és csak ez után kezdődik a peterakás. Petézéskor a nőstények 10–30 cm mélységben furakodnak a talajba, és alkalmanként egyszerre 10–30 petét helyeznek el. Petezés után újra a felszínre jönnek, rövid táplálkozás után újra párosodnak és petéznek. Az időjárástól és a nemzők kondíciójától függően egy nőstény élete során legfeljebb 3–5 alkalommal petézik, aztán rövidesen elpusztul (Bognár 1979).

A petézési helyek a bogár táplálkozási helyei közelében találhatók. A nemző a rajzófák közelében lévő, növényzettel közepesen borított területeket részesíti előnyben. Az optimális petéző helyen a növényzet nem túl sűrű, árnyékával nem gátolja a talaj felmelegedését; ugyanakkor mégis kellő mennyiségben áll rendelkezésre ahhoz, hogy bőséges táplálékot szolgáltatson a pajorok számára. A leginkább érintett területek a fás legelők, az erdővel határos, illetve erdősávokkal tagolt mezőgazdasági területek, valamint az erdőtömbökben található tarvágások (Haracsi 1953).

Erősen kötött vagy túlságosan hideg, nedves talajok nem kedveznek a pajorok fejlődésének. A nemző a kötöttebb talajokba is be tudja ásni magát, de ilyen helyekre csak akkor petézik, ha alkalmasabb helyet nem talál, vagy a tömegszaporodás miatt az igazán alkalmas helyekről kiszorul. A hűvösebb, párásabb állományklíma miatt peterakáskor a zárt erdőket szintén kerüli, akárcsak a növényzet nélküli nyílt területeket, ahol valószínűleg a táplálék hiánya miatt nem érzi biztosítottnak az utódok életben maradását (Haracsi 1953). Megfigyelték azonban, hogy a túlságosan száraz és meleg időjárás a petéző nőstényeket a megszokottnál zártabb állományok felé tereli (Bognár 1979).

Fejlődés a talajban

A peteállapot a talaj hőmérsékletétől és nedvességtartamától függően 32–50 napig tart. Az embrionális fejlődés csak a talajnedvesség hatására megduzzadó petében indul meg. A folyamatnak kedvez, ha júniusban 50 mm vagy több csapadék hull, és a csapadékos napok száma meghaladja a 14-et (Bognár 1979).

A petékhez hasonlóan a fiatal lárvák is érzékenyek a talaj kiszáradására, ezért a rajzás utáni június–július hónapok időjárása különösen nagy jelentőségű a populáció életében. A későbbi meleg és száraz időjárás viszont meggyorsítja a pajorok fejlődését. Különösen kedvező, ha az ősz is meleg és hosszú.

A frissen kikelt álca a szárazság mellett a túl magas talajnedvesség-tartalomra is érzékeny. Az elárasztást és a belvizeket különösen nehezen viseli, idősebb korában azonban már jól tűri.

Hosszan tartó száraz, meleg őszi időjárás esetén az elsőéves pajorok vedlése már az első év őszén végbemehet, de a többség L_1 stádiumban telet. A teletés idejére a pajorok mélyebb rétegekbe húzódnak, ahol telető üregeket készítenek maguknak, majd hibernálódnak. A következő év tavaszán az L_1 -es pajorok L_2 -es stádiumba vedlenek, majd három hónapos intenzív fejlődésük után augusztusban újabb vedlés következik, ekkor eléri az L_3 -as stádiumot. (Az L_2 -ként áttelelő, gyorsabb fejlődésű pajorok második vedlése akár már júniusban is megtörténhet.) Újabb áttelelés után az L_3 -as pajorok már viszonylag rövid ideig táplálkoznak, júniusban mélyebb talajrétegekbe vonulnak. A váladékkal összekevert talajból bábbölcsőt készítenek, és körülbelül egy hónapos előbáb állapotot követően bebábozódnak. Szeptemberre már kifejlődik a bogár, amely azonban a bábbölcsőben telet, és csak a rajzást követő harmadik év áprilisában-májusában ássa ki magát (Bognár 1979).

A vedlések a talaj hőmérsékletétől és nedvességtartamától függően a táplálkozási helyen vagy mélyebb rétegekben mennek végbe. A vedlés előtt a pajorok bölcsőt készítenek maguknak, melynek falát váladékkal megkeményítik, hogy vedlés közben szabadon mozoghassanak. Vedlés után a lárvák fehér színűek. A fejtek és a lábak 24–48 órán belül színeződnek ki. Az L_1 és L_2 -es lárvák a levedlett bőruket elfogyasztják. A vedlés ideje alatt nem táplálkoznak, de a vedlés után fokozott táplálkozásba kezdenek (Homonnay 1987).

A pajorok csak +11–12 °C felett táplálkoznak, mozgásuk azonban már +6–7 °C felett tapasztalható. A mozgás függőleges és vízszintes irányú is lehet. A vízszintes irányú mozgást a táplálék keresése indukálja. Az állcaállapot éveitől meggett távolság egy pajor esetében nem több néhány méternél. Haracsi (1944) szerint a pajorra semmilyen növényfaj sem hat csalogatólag, a táplálékát mozgás közben véletlenül találja meg.

A függőleges mozgást a talaj hőmérsékletének és nedvességtartalmának változása, valamint a vedlés és a bábozódás helyének keresése váltja ki. A pajorok mozgása ősszel lefelé irányuló, tavasszal viszont felfelé. Ősszel általában a talaj fagymentes rétegeibe (akár 1 méternél mélyebbre is) levonulnak, tavasszal pedig a gyorsan átmelegedő felszíni részeket foglalják el. A felszínhez legközelebb május–június folyamán, valamint esős napok után augusztusban és szeptemberben tartózkodnak (Bognár 1979).

Gyórfi (1954) erősen kavicsos talajú területeken tett megfigyelései alapján elmondhatjuk, hogy a pajorok a talaj felső, 30 cm vastag rétegeiben is sikerrel áttelelnek, azaz a fagy többségük számára nem végzetes. Gyórfi megfigyelései a magas talajnedvesség nagyfokú pusztító hatását is megcáfolták.

Táplálkozása, kártétele

A bogár polifág. Különösen kedvelt tápnövényei a tölgyek, a juharok, a vadgesztenye és a vörösfenyő (Székessy 1937). Gyümölcsnemek közül a főleg a csonthéjasokat, ezek közül is a cseresznye, a meggy és a szilva leveleit kedveli leginkább (Bodor 1984). Akácon, sziliken és kőriseken kevésbé jellemző. A rajzáshoz kötődő táplálkozásuk számottevő levélfogyasztást jelent, mivel a leharapott levelek egy részét a földre hullatják. Gradációs években lombfogyasztásuk a rajzóhelyeken álló fák tarrágását jelentheti. A rajzás sokszor a tölgyek fakadásával esik egybe, ilyenkor a fejletlen leveleket és a bomló rügyeket is megrágják (Gyórfi 1963).

A június végén, július elején kelő lárvák a peteburok elfogyasztása után egy ideig csoportosan táplálkoznak, és főleg humuszanyagokat fogyasztanak. Később szétszédnek, és a humusz mellett hajszálgököreket kezdenek fogyasztani. Gyórfi (1954) megfigyelései szerint kedvező őszi időjárás esetén a vékony gyökerek fogyasztásával kártételük jelentős lehet.

Komolyabb károkat azonban a második és a harmadik éves pajor okozza. A különböző korú pajorok kártételének mértékéről megoszlanak a vélemények. A legtöbb szerző az L₃-as stádiumú pajor kártételét tartja a jelentősebbnek, hiszen a pajor ekkor a legnagyobb, és az átalakuláshoz energiára van szüksége (Székessy 1937; Tóth 1999). Mások az L₂-es stádiumú pajorok kártételét vélik nagyobbak, mivel harmadéves korukban a pajorok mérete már nem változik lényegesen, emellett rágásukat már júniusban befejezik. Kolonits (1968) becslése szerint a másodéves pajorok kártétele ötszöröse a harmadéves pajorokénak.

A lárvák lényegében bármit elfogyaszt, de jobban kedveli a nedvdús, vastag, puha növényi részeket. Elsősorban a vékonyabb és fiatalabb gyökereket keresi, de szükség esetén az idősebb és vastagabb gyökereket is megrágja. A vastag gyökereket elfogyasztani az idősebb pajor sem tudja. A rágás ilyenkor csak a külső kéreg-, illetve háncsrészre korlátozódik. Rágásképe kanyargós vagy foltos (Bognár 1979).

Haracsi (1953) megfigyelése szerint a pajor leginkább a sárgarépát, a káposztafélék gyökerét, a saláta-, a csillagfűt-, a kőris-, a juhar- és a nyárfagyökereket kedveli. A tölgyek, a bükk, a gyertyán és a fenyőfélék gyökérzetét csak másodsorban rágja. Legkevésbé pedig az akácot, a bálványfát és a dióféléket kedveli, mert ezeknek erősen aromás gyökérük van.

Gazdasági szempontból a pajor kártétele jelentősebb. Ha tömegesen vannak jelen a talajban, az idősebb fák sínylődését, hervadását, az állomány kiritkulását okozzák (Gyórfi 1954). Kártételük a fiatal egyedekből álló állományokban, erdősítésekben, felújításokban jelentősebb. A gyökerek elrágásával a csemeték pusztulását okozhatják, tartósan megátolva ezzel az erdők felújulását. A csírázó makkot is megrágják. A csemetekertekben különösen érzékeny károkat tudnak okozni, mivel a gyommentesen tartott táblákban a csemeték gyökerein kívül más táplálékot nem találnak.



Természetes ellenségei

Az imágónak és a pajornak is számos fogyasztója ismert. A nemzôt fogyasztó emlősök a nyest, róka, mókus, denevérek. A madarak közül a seregély, a vetési varjú és a sirályok a legfőbb ellenségei, de fogyasztják a fácánok, gébicsek és a különböző odúlakó fajok is. Csapadékos években az imágót a *Beauveria densa* nevű gomba fertőzi tömegesen (Bodor 1984; Szontagh 1980).

A pajorok legfőbb fogyasztói a vaddisznó, házi sertés, borz, sündisznó, vakond, a talaj szántása során pedig az ekét követő madarak, leginkább varjak, csóka, szarka, dankasirály, seregély, bibic és a búbos banka (Székessy 1937; Győrfi 1954).

A pajorokat egysejtűek, fonalféreg és entomofág rovarok parazitálják. Ezentúl számos baktérium és gombás megbetegedés is ismert, melyek az álcák mellett az előbábokat és a bábokat is pusztítják. Homonnay és Homonnayné (1990) saját vizsgálatai és a nemzetközi irodalmi adatok alapján mintegy 20 kórokozóját említi, illetve számos további, csak nemzetség szintjén bemutatott kórokozót is közöl.

Győrfi (1960) megfigyelései szerint a bogárrontó darazsak és a törösdarazsak nemzőire csalogató hatással vannak bizonyos növényfajok (*Daucus carota*, *Pastinaca sativa*, *Sambucus nigra*, továbbá a *Heracleum*, *Polygonum*, *Solanum*, *Echium*, *Euphorbia* fajok). A pajorok parazitáltsága mindig magasabb azokon a területeken, ahol ezek a növényfajok tömegesen fordulnak elő.

Kártételének és rajzásának előrejelzése

A várható kártétel megítéléséhez a kritikus ökológiai tényezők, valamint a törzsek rajzási éveinek és elterjedési területeinek ismerete mellett a lárvák és imágók populációinak változásait is figyelemmel kell követni. A rajzás intenzitására az őszi talajvizsgálatok során kiásott L_3 -as pajorok mennyiségéből lehet következtetni. A 2 db/m^2 pajor erős tavaszi rajzást ígér. Rajzásának menete fénycsapdával jól követhető (Tóth 1973; Nowinszky 1992; Varga 2001).

A várható pajorkár megítélése hektáronként 2-3 db, egyenként 1 m^2 területű próbagödör vizsgálatával történik. A talált pajorok mennyisége és fejlettsége alapján kell a védekezésről dönteni. A csemetekertben a kritikus érték $0,25 \text{ db/m}^2$, erdőültetésben, felújításban 1 db/m^2 L_3 fejlettségű pajor. A pajorok korát a fejtokátmérő alapján határozhatjuk meg: L_1 pajor fejtokátmérője: 2,8 mm, L_2 : 4,2 mm, L_3 : 6,9 mm (Varga 2001).

ERDEI CSEREBOGÁR (*MELOLONTHA HIPPOCASTANI* FABRICIUS, 1801)

Az erdei cserebogár petéje, álcája és bábja a májusi cserebogáréhoz nagyon hasonló. A nemzők megjelenésében vannak csak kisebb különbségek (méret, szőrözöttség, farfedő nyúlvány 2 sző alakja). A két faj között sok átmeneti alak található, előfordulhat a kereszteződés is (Győrfi 1954).

Az erdei cserebogár elterjedési területe jóval nagyobb, még Szibériában is találkozhatunk vele. Hazánkban a fénycsapdák fogási adatai szerint Somogyban, a Tolnai-dombvidéken, a Nyírségben, a Gödöllői-dombvidéken, Sokorón és a Mecsekben a leginkább elterjedt. Győrfi (1960) négyéves fejlődést is valószínűsít, az újabb vizsgálatok szerint azonban hazánkban mindenhol hároméves (Homonnay és Homonnayné 1970). A fogási adatok alapján egyre biztosabb az is, hogy három törzse él Magyarországon. A legerősebb rajzása a májusi cserebogár V. törzsének rajzásával esik egybe, de Sokorón a VI., a Mecsek délkeleti részén, ill. a Geresdi-dombságon a VI. és VII. törzssel rajzik együtt (Hirka 2012).

A két cserebogár faj életmódja és kártétele hasonló, az erdei cserebogár azonban nem csak az erdőszegélyeken, hanem mélyen az állomány belsejében is sikerrel fejlődik, és inkább homoktalajokon válik tömegessé (Tóth 1999).

Fejlődése némileg eltér a májusi cserebogárétól. A pajorok már az első évben vedlenek. A vedlés még a sekélyebb talajrétegekben történik, utána folytatódik a táplálkozás. Az L_2 -es pajorok októberig táplálkoznak, és csak ezután húzódnak a mélybe. A harmadik évben a májusi cserebogárhoz hasonlóan az erdei cserebogár pajorjai is csak júniusig táplálkoznak, aztán a mélybe vonulnak, előbábbá, bábbá, majd imágóvá vedlenek, és átteleznek. A kisebb hőigénye miatt rajzása néhány nappal korábban kezdődik, mint a májusi cserebogáré (Bognár 1979).

LEHETŐSÉGEK A CSEREBOGARAK KÁRTÉTELÉNEK CSÖKKENTÉSÉRE

Hagyományos eljárások

Az erdészeti szakirodalomban a legkorábbi, cserebogarak elleni védekezéssel foglalkozó írás 1867-ből való. A cikkben spontán megfigyeléseket ismertetnek marha- és juhtrágyával javított erdőszéli területek pajorfertőzöttségét illetően. Védekezési módszerként javasolják, hogy rajzaskor az erdőszéleket terítsék be marhatrágyával, majd rajzás után a trágyát szedjék fel és semmisítsék meg. További korabeli javaslatok még a rajzás figyelemmel követése és a nőstények által készített lyukak kiásása, a benne lévő peték elpusztítása. Rajzás során magukat a nemzőket is igyekeztek összegyűjteni. A gyűjtés célszerűen a reggeli órákban zajlott, amikor az éjszakai hűvösben megdermedt bogarakat le tudták rázni a fákról. Az összegyűjtött bogarokból vasgálicó és víz hozzáadásával kiválóan ítélt trágya készíthető. A meglévő pajorkár esetén a pusztuló növény azonnali kiásása javasolt. Felismerték azt is, hogy a nemzők repülnek a fényre. Ezt kihasználva tüzeket raktak az erdőszélen remélve, hogy a bogarak belerepülnek és elpusztulnak. Ismeretes egy kezdetleges fénycsapda is, mely egy megvilágított bádoglemez és csapdaként a lemez alá helyezett szurokkal teli zsákot jelentett (Ismeretlen 1867, 1868, 1887).

A bogarak mellett a pajorok pusztítására is számtalan kísérlet született. Egy ismeretlen szerző 1891-ben naftalinnal kezelte a pajorfertőzött csemetekertjét. A hatás gyors volt, és tartós pajormentességet biztosított. Az alkalmazott dózis 100 kg/ha volt. Nagy reményeket fűztek elődeink a pajorpusztító gomba (*Botrytis tenella*) elterjesztéséhez. A pajorokat fertőző gomba hatását először Franciaországban figyelték meg, később hazánkban is kísérleteztek vele. A kezdeti biztató eredmények után elvégzett üzemi kísérletek azonban nem hozták a várt hatást (Ismeretlen 1891ab, 1892ab).

A sok kísérlet mellett a leghatásosabbnak a rovarok gyűjtése bizonyult. Több külföldi országban törvény kötelezte erre az embereket, hazánkban azonban a nagy területeken végzett szervezett bogárgyűjtés sokáig nem volt megoldva. Az első ilyen akció Sopron vármegyében történt, itt is csak egy komolyabb rajzás döbbenette rá a vezetőket a probléma fontosságára. A gyűjtést összekötötték a segélyezéssel, és a bogarak hektoliterjét 1 forintért vették át. (Ratkovszky 1894, 1895). A program hatásosnak bizonyult, és igen népszerűvé vált. Idővel az iskolás gyerekek is kötelezően részt vettek benne. Később az ország további vidékein is szervezték a gyűjtést (Ratkovszky 1900; Ismeretlen 1913).

A gyűjtés mellett tovább próbálkoztak a pajorok irtásával. Kísérleteztek kainittal (Lonkay 1902), említik a benzins beöntözést is (Vadas 1904). A legeredményesebbnek a szénkénegezés bizonyult. Több évig tartó, kezdetben ellentmondásos eredményeket adó kísérletezés után a szénkénegezés első technológiai leírását az Erdészeti Kísérletekből ismerjük (Péché 1895; Hibbján 1897). Hangai (1900) a technológiát a kijuttatási idővel pontosítja. Szerinte a kezelést a rajzás évében össze és a rajzást követő tavasszal a fiatal pajorokon kell elvégezni. A kezelés akkor történjen, amikor a pajorok 20–30 cm mélységben tartózkodnak. A felszín közelében tartózkodó pajorokra a szénkénegezés nincs hatással, amit a szénkénegeből könnyen elillanó hatóanyagokkal magyaráz. A szénkénegezés hatásosságát bizonyítja, hogy technológiáját az 1959. évi „Erdővédelmi utasítás” is tartalmazza; Petz Ádám nyugalmazott kerületvezető erdész pedig 2003-ban mint az élete során kipróbált legeredményesebb módszert méltatja (Jéromé 1959; Petz 2003).



Megfigyelve, hogy a bogár zárt erdőben gyakorlatilag nem petézik, a XX. század első felében újfajta erdőfelújítási módszerek kidolgozásába kezdtek Debrecen környékén. Gyorsan növő fajok laza árnyékában reméltek felhozni a tölgyeseket, ezért a vágásterületeket beültették zöld juharral, amerikai kőrissel, kanadai nyárral és bálványfával. Az eljárás csak a nyárok esetén hozott eredményt. Haracsi (1944) valószínűsíti, hogy a sikeresség nem az árnyalásnak, hanem a nyárok jó pajortáplálékot jelentő gyökereinek köszönhető. A csemetekerti védekezést a kertek vándoroltatásával oldották meg. A felújítás előtti állományt részben kivágták, talaját megművelték, csemetekertet létesítettek benne, majd 2–3 év múlva új helyen folytatták a csemetetermelést. A bogarak és a pajorok irtására a legkülönbözőbb kémiai szerekkel tettek kísérletet, de egyik sem váltotta be a hozzá fűzött reményeket. Gyakori kifogás a korabeli készítményekkel szemben a rövid hatástartam, a lombot perzselése, valamint a melegvérűekre gyakorolt ölő hatás. A pajorok betegségeinek terjesztésével vagy ellenségeinek kíméletével is kísérleteztek – többnyire eredménytelenül. A bogarak gyűjtése még a 40-es években is széles körű volt, de sokan vitatják hatását. A leghatékonyabb eszköznek a májusban és szeptemberben, különösen az eső utáni napokban végzett alapos talajművelés számított, mely egyrészt roncsolja a pajorokat, másrészt kiforgatja őket a madaraknak. Gyakran hajtották ki a háziállatokat a friss szántásba, és sokszor a gyerekekkel is szedték a pajorokat (Haracsi 1944).

A korabeli erdővédelmi utasítások a talaj árnyalását és a folyamatos erdőborítást biztosító szálerdőgazdálkodást javasolják. Tarvágás esetén a petézést irányíthatjuk, ezzel a pajorokat koncentrálnálhatjuk, ha a vágások területét teljesen növényzetmentesen tartjuk a rajzás idején, illetve a bogarak által kedvelt fajokból rajzóhelyeket alakítunk ki az erdősítés környékén. Az erdősítésekbe és a csemetekerti sorokba a pajor által kedvelt növényeket (nyárdugvány, sárgarépa, saláta) is ültetni kell, ezzel is csökkenthető a tölgyek gyökerét érő pajorkár. Kiegészítő módszerként a bogarak ellenségeinek védelmét is segíteni kell, amire hatékony és egyszerű módszerként az odúzás javasolt (Haracsi 1944).

Klórozott szénhidrogének alkalmazása

Az 50-es években óriási fordulat állt be a cserebogár elleni küzdelemben egy új hatóanyag, a hexaklórciklohexánnak (HCH) köszönhetően. Kezdetben a hozzá nem értés miatt ellentmondásos eredményekkel szolgált, később az ERTI által kidolgozott technológia minden körülmények között megállta a helyét, és a vizsgálatok alapján a szer hatása 2 évig tartott. Csemetekertekben megelőző és gyógyító kezeléseket alkalmaztak. Megelőző védekezés során a por alakú szert szántással, gyógyító védekezés esetén hígítva, a sorok közé húzott árokba beöntözve juttatták a talajba. Az erdősítésekben a pajorirtást gödörporozással végezték (Győrfi 1960).

Az imágó irtására is kiterjedt kísérletek folytak. A HCH gamma tartalmú szerek mellett kipróbálták a diklórdifenil-triklór-etán (DDT) hatóanyagot tartalmazó készítmények is. A kijuttatást permetezéssel és porozással, ködöt és füstöt előállító gépekkel, földi és légi technikával is kikísérletezték. A DDT-ről hamar kiderült, hogy önmagában alkalmatlan, legfeljebb HCH-val kombinálva hatásos. A rendelkezésre álló eszközök közül a repülőgép kevésbé, a helikopter viszont hatékonyan dolgozott, de drágább volt, mint a földi technika. A kijuttatás optimális idejét kezdetben a nőtény nemzékben található peték érettsége alapján próbálták meghatározni. Később felismerték, hogy a rajzás csúcspontján a nemek ivararánya kiegyenlítődik, így ez a legalkalmasabb időszak a kezelésekre (Apt 1954; Papp és Világhy 1967; Kiss 1967).

A klórozott szénhidrogének elterjedésével Győrfi (1954) és Apt (1956) is megoldottnak vélte a cserebogár-problémát. A DDT és HCH hatóanyagokat azonban a 60-as évek végén beilították. A HCH üzemi felhasználására legutoljára az 1967. évben volt lehetőség. A klórozott szénhidrogének tartósan felhalmozódnak a növényi és állati szövetekben, és így az egészségre közvetlenül vagy közvetve is ártalmasak. Az általuk elért eredményt ráadásul csökkentette a rezisztens törzsek megjelenése, valamint a fenyőfélék növekedésére gya-

korolt gátló hatása. Betiltásuk után eredményes kísérletek folytak – a szintén klórozott szénhidrogének közé tartozó – lindán hatóanyagú készítményekkel. A lindán tartalmú készítmények hazánkban az 1990-es évekig engedélyezték, a legutolsót 1999-ben vonták ki a forgalomból (Pagony 1971; Pethő és Ocskó 2003).

Szerves foszforsav-észterek alkalmazása

A klórozott szénhidrogének tartós kiváltására a szerves foszforsav-észterek tűntek ideális alternatívának. A rovarölő hatásukon túl a szerves foszforsavak előnyös tulajdonsága, hogy felszívódnak a növényben, így 4–6 hónapos védettséget biztosítanak, ugyanakkor kijuttatáskor nem perzselik a gyökereket (Kolonits 1971).

Az erdőszelek porozása és permetezése mellett új kísérleti módszerek számított a rajzó bogár irtása erdőszeleken és állományokban melegkőd-permetezéssel. A művelet során gázolaj és foszfotion 1:1 arányú keverékét gázosították el. A ködfelhő a légáramlástól függően az erdőszegély 150–200 méteres sávjára is kiterjedt, és tömeges bogárpusztulást idézett elő. A védekezés hatékony, de drasztikus volt. Sok hasznos rovar és madár is elpusztult (Lengyel 1968; Kolonits 1969, 1971).

A petéző bogár ellen felszíni talajfertőtlenítéssel kísérleteztek. Laboratóriumi kísérletek igazolták, hogy a bogarak az álcák elpusztításához szükséges dózis mennyiségének egytizedétől már elpusztulnak, célszerűbb tehát a talajfertőtlenítést a petéző bogár ellen végezni. A növényvédő szert teljes talajművelés esetén műtrágyaszórával juttatták ki, majd tárcsával, kultivátorral vagy boronával dolgozták a talaj felső 8-10 cm-es rétegébe. Részleges talajművelés esetén a hatástartam megnövelése érdekében a foszforsav-készítményeket 1:1 arányban lindánnal keverték (Kolonits 1969, 1971).

A legkörülményesebb technológiának továbbra is az álcák elleni védekezés számított. Gödörporozással, valamint a foszfotion vizes oldatával védekeztek, amit fűrészpórral keverve dolgoztak a talajba. Az ölh hatás megfelelő volt, a kivitelezés azonban nagy körülményt igényelt, mert a foszfotion hatóanyag a gyökerekkel közvetlenül érintkezve perzselő hatású (Kolonits 1971).

A következő években a technológiafejlesztés a vegyipari fejlődést követte. Egyre korszerűbb készítményekkel kísérleteztek, melyek könnyebb kijuttathatóságban, jobb ölő hatásban, kisebb perzisztenciában, később szelektivitásban jelentettek előrelépést a korábban alkalmazott növényvédő szerekhez képest (Prenner és mtsai 1983).

Újabb technológiák

1984-ben alkalmazták első ízben nemzők ellen szegélypermetezésre a Decis ULV készítményt. A vivőanyagként paraffinolajjal kevert szert, ULV szórófejjel ellátott földi és légi (helikopteres) kijuttatással is kipróbálták, később a technológiát üzemi méretekben is alkalmazták (Jakab és mtsai 1984).

1990-ben sor került az első célzott védekezésre az erdei cserebogár nemzői ellen. Az 1987-ben a Kaszói Üzemigazgatóság területén végrehajtott nagyarányú szegélypermetezések az elhullott bogarak száma alapján eredményesnek tűntek. A bogarak közel $\frac{3}{4}$ -e májusi, $\frac{1}{4}$ -e erdei cserebogár volt. 1989 nyarán azonban a korábban kezelt tömbökben 10 db/m^2 feletti L_3 -as pajormennyiséget regisztráltak. A leginkább sínylődő 60 éves állományokban a mennyiség 32 db/m^2 volt. A pajorfeltárások megkérdőjelezték a korábbi védekezés eredményességét, és egyben rávilágítottak az erdei cserebogár kártételének jelentőségére is. 1990 májusában példátlanul nagyarányú védekezést hajtottak végre ugyanabban az erdőtümbben. Teljes védelemre és szegélyvédelemre is sor került. A bogárszámlálás alapján a 90-es védekezés sokkal eredményesebbnek bizonyult. Az elhullott bogarak 90%-a erdei cserebogár volt. A védekezés sikerét a következő év tavaszán elvégzett talajfertőtlenítéssel tették teljessé (Máté és mtsai 1991).



Varga és Szidonya (2002) az utolsó klórozott szénhidrogén, a Lindafor kivonása után a pajorkárok elleni védekezés nehézségeit ismerteti, mivel a gyakorlat számára nem maradt gazdaságosan és hatékonyan alkalmazható készítmény. A tartós megoldást az új generációs transzlokálódó rovarirtó szerek pépeléssel, ill. talajinjektálással való kijuttatásában látják. Bemutatnak egy hatékony folyadékinjektálási technológiát is, amelynek nagyüzemi elterjedése a magas költsége miatt kétséges. A nemzök ellen a *Bacillus thuringiensis* készítményeket és a kitinszintézis gátlókat tartják eredményesnek.

A pajorkár csökkentésére a Zalaerdő Zrt. Nagykanizsai Erdészetének területén kidolgoztak egy ígéretes, de szintén meglehetősen költséges technológiát, a gyökérszónába való állandó beavatkozási lehetőséget biztosító csöves ültetést. A módszer lényege, hogy vetéskor/ültetéskor a csemete mellé egy 40 cm hosszú, 5 cm átmérőjű csövet is elhelyeznek. A csövön át évi két-három alkalommal lajtkocsiból vízzel kevert rovarölő szert juttatunk a talajba (0,8 l/csemete). A növényvédő szer közvetlenül a gyökérszónában fejt csak ki a hatását, ami azonban a többszöri kijuttatásnak köszönhetően erős és tartós. További előnye a módszernek a csemeték számára felvehető plusz nedvesség, valamint a növekedést serkentő anyagok adagolásának lehetősége. A módszer hatásosságát bizonyítja, hogy a pajorkár miatt többször újraerdősített, 15–20 éve felhozhatatlan erdőrészekben háromévnvi kezelés után méteres, egészséges csemeték álltak (Babics és Vízvári 2006).

Napjainkban egyre nagyobb igény mutatkozik a kémiai növényvédelem arányának csökkentésére és a biológiai védekezési eljárások kidolgozására. A cserebogár fajok kártevőinek, kórokozóinak kutatása a 19. századig nyúlik vissza. Az elmúlt több mint száz évben számos tenyészedényes és szabadföldi kísérletet végeztek ezekkel a szervezetekkel a nemzök és a pajorok ellen egyaránt (Homonnay és Homonnayné 1990; Inántszy és Lakatos 2004). Az ellenőrzött körülmények között, laboratóriumban vagy üvegházban végzett kísérletek biztató eredményei azonban a szabadföldi kísérletekben rendszerint változó eredményt hoznak. A sikertelenség oka összetett, leginkább a rovarpatogén szervezetek virulenciáját és a cserebogarak fogékonyságát egyaránt befolyásoló környezeti feltételek kiszámíthatatlanságára vezethető vissza. Magas költségei és bizonytalan eredményei miatt a biológiai védekezéssel ma még nem válthatjuk ki az inszekticidek alkalmazását.

Kísérleteztek a steril hím módszer alkalmazásával. Az eljárás során sterilizált hím egyedeket bocsátottak a szabadba, amelyek kezeletlen nőtényekkel párosodtak, ennek következtében a nőtények terméketlen petéket raktak. A módszerrel a pajorpopuláció akár 1/16-ra csökkenthető (Horber 1963; Jermy és Nagy 1967).

Új irány a cserebogarak elleni küzdelemben a feromoncsapdák kidolgozása. Imrei és Tóth (2003) saját eredményei és hasonló külföldi kutatások alapján megállapítja, hogy a tápnövények sérült leveleiből származó illatanyag vonzó hatása a hím imágókra elterjedtnek látszik a *Melolontha* nemzetségen belül. Véleménye szerint az eddigi eredmények jó alapot jelentenek a májusi cserebogár rajzáskövetésére alkalmas csapda kifejlesztéséhez.

Saját kísérleteink alapján javasolt technológiák

Kísérleteink során talajfertőtlenítő szereket injektáltunk az erdősitések talajába, gyökérpépeléssel, beöntözéssel kezeltük a gyökérszónát, valamint kísérleteztünk a pajorok számára a csemetéknel kedvezőbb tápanyagot jelentő növények sorközi vetésével (pohánka, facélia). A hatásosság mellett vizsgáltuk a talajfaunában bekövetkező változásokat is. A kísérletek nem szolgáltatottak olyan eredményt, amelyet technológiai javaslat formájában nyugodt szívvel közreadhatnánk. Tapasztalataink szerint a napjainkban forgalomban lévő inszekticidekkel csak a nemzök ellen érhetünk el gyakorlati eredményt. Az általunk sikerrel kísérletbe vont készítményeket és dózisokat az 1. táblázat tartalmazza. Az eredményességet az elpusztult bogarak száma, illetve a következő években végzett pajorfeltárás adatai alapján értékeltük. Az értékelés során figyelembe vettük a koronaszint további élőlényekre gyakorolt mellékhatásokat is.

A megfelelő eredmény érdekében a rajzás kezdetétől napi rendszerességgel szignalizációt kell végezni. A rajzás csúcán a gyűjtött mintákban a nemek aránya néhány napra kiegyenlítődik, a védekezést erre a szűk időszakra kell időzíteni. A kezelést az alkonyati órákban végezzük, amikor a bogarak mozgása a legintenzívebb. Növényvédő szert csak az erdőszéleken álló fákra, hagyásfákra, fasorokra kell juttatni légi úton – célszerűen helikopterrel – 50 l/ha permetlé mennyiségben.

Megjegyezzük, hogy eredmény csak összefüggő nagy területen való védekezés esetén érhető el, ami akár több szomszédos mezőgazdasági és erdészeti egység növényvédelmi feladatainak összehangolását igényli.

1. táblázat: A kísérleteink alapján javasolt készítmények és dózisok
 Table 1: Products and doses proposed on the basis of our experiments

Készítmény	Hatóanyag	Dózis
Mospilan 20 SG + Spur	acetamidrid + etoxilát heptametil-trisziloxán	0,2–0,4 kg/ha + 50 ml/ha
Karate Zeon 10 CS FP*	lambda cihalotrin	0,3 l/ha
Actara 25 WG	tiametoxam	0,15 kg/ha
Pyrinex 25 CS	klórpirifosz	2,0-3,0 l/ha
Bulldock 25 EC	béta-ciflutrin	0,6 l/ha
Bulldock 25 EC + Pyrinex 25 CS	béta-ciflutrin + klórpirifosz	0,6 l/ha +3,0 l/ha
Sumi Alfa 5 EC	eszfenvalerát	3,0 l/ha
Dimilin SC 48 + Silwet L-77	diflubenzuron + polialkilénoxid polipropén izomer	0,2 l/ha + 0,05 l/ha

* A készítményt ma Karate Zeon 5 CS néven forgalmazzák.

ÖSSZEFOGLALÁS

A hazánkban élő cserebogár fajok közül kiemelt erdőgazdasági jelentősége két országos elterjedésű és tömegesen elszaporodni képes fajnak, a májusi és az erdei cserebogárnak van. Nagyobb kárt a pajorok okoznak a gyökérzet elfogyasztásával, a nemzök lombfogyasztása kevésbé jelentős. A pajor kártétele csemeterkésekben, erdőszéleken és erdőfelújításokban jelentős, de bizonyos körülmények között az állományokban álló idős fáknak is kárt tehetnek. Az ellenük való védekezést nehezíti, hogy nem rendelkezünk szelektív hatóanyaggal, így a beavatkozások során jelentős hatás éri a kezelt terület rovarvilágát.

Kártételük leküzdésére számos módszert kipróbált a gazdálkodó ember. Áttörést csak a kémiai növényvédelem hozott. Az 1950-es években alkalmazott HCH, majd a 60-as években bevezetett foszforsav-észterekkel végzett kezelések hatásosak voltak, viszont durva beavatkozást jelentettek az erdő élővilágában. A későbbi kísérletek során a hatásosság mellett a kíméletességre is egyre nagyobb hangsúlyt fektettek. Az imágó elleni korszerű technológiák viszonylagos kíméletessége abban rejlik, hogy „csak” azokat a lombfogyasztó szervezeteket pusztítják, melyek a kijuttatást követő viszonylag rövid időszakban a levelekkel táplálkoznak. Még ez is sokkal szélesebb kör, mint a megcélzott két cserebogár faj, de a lombot nem fogyasztó vagy nem a kezelés hatástartama alatt fogyasztó élőlényekre gyakorolt hatás jóval kisebb, mint a korábbi technológiák esetében. Meggyőződésünk, hogy gyakorlati eredményt biztosító védekezés csak az imágó ellen lehetséges, a rejtetten élő pajor pusztítása csak kiegészítő tevékenység lehet.

A pajorkárt szükség esetén kis területű, a csemeték gyökérzónájára korlátozódó injektálással próbáljuk csökkenteni, a talajéletre gyakorolt hatás minimalizálásával.

A növényvédelem legújabb eredményei, a csalogató anyagokkal történő csapdázás kutatása idővel a mai is környezetkímélőbb megoldásokhoz vezethetnek.



KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Vizsgálatainkat 2006-tól a Pázmány Péter-program keretében a Nemzeti Kutatási és Technológiai Hivatal, 2009-től a GOP-1.1.2-08/1-2008-0004 program támogatta.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Apt Ö. 1954: Az 1954. évi cserebogárimágó irtási kísérletek. Erdészeti Kutatások, 4: 71–80.
- Apt Ö. 1956: A pajorkárelhárítás módszerei erdősítésekben. Erdészeti Kutatások, 6: 111–125.
- Babics I. és Vízvári O. 2006: Egyfajta védekezési technológia a cserebogárpajor károsítása ellen. Erdészeti Lapok, 141 (11): 350–352.
- Bodor J. 1984: Bogarak. 179–186. In: Jenser G. (szerk): Gyümölcsfák védelme. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Bognár S. és Huzián L. 1979: Növényvédelmi állattan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest: 170–182.
- Győrfi J. 1954: A cserebogárkérdés jelenlegi helyzete. Az Erdő, 3 (1–2): 24–33.
- Győrfi J. 1960: A cserebogarak pajorjai elleni védekezés. MTA Agrártudományi Közlemények, 17 (1): 117–131.
- Győrfi J. 1963: Erdővédelemtan. Akadémiai Kiadó, Budapest: 320–342.
- Hangai G. 1900: A pajoroknak szénkénnel való irtásáról. Erdészeti Lapok, 39: 799–805.
- Haracsi L. 1944: Pajorvizsgálatok a debreceni erdőekben. Erdészeti Kísérletek, 45 (1–4): 127–155.
- Haracsi L. 1953: Erdővédelemtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest: 109–112.
- Hibbájn J. 1897: Vidéki levél (A cserebogárpajorok szénkénnel való irtásáról). Erdészeti Lapok, 36: 789–792.
- Hirka A. (szerk.) 2012: A 2011. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2012-ben várható károsítások. Erdészeti Tudományos Intézet Erdővédelmi Osztály, Mátrafüred
- Homonnay F. 1973: A májusi cserebogár (*Melolontha melolontha* L.) törzsek hazai elhelyezkedése, térhódítása és keveredése. A növényvédelem korszerűsítése, 7: 31–41.
- Homonnay F. 1977: A fénycsapadék alkalmazásának jelentősége a *Melolontha* fajok rajzásának, ivararányának és tömegszaporodásának kutatásában. Növényvédelem, 13 (4): 152–159.
- Homonnay F. 1987: Cserebogár lárvák vedlésfolyamata. Növényvédelem, 23 (5): 227–227.
- Homonnay F. és Homonnayné Cs. É. 1970: Az erdei cserebogár (*Melolontha hippocastani* F.) és hazai fejlődésmenetének rövid ismertetése. Növényvédelem, 6: 539–545.
- Homonnay F. és Homonnayné Cs. É. 1990: Májusi cserebogár. 169–184. In: Jermy T. és Balázs K. (szerk): A növényvédelmi állattan kézikönyve. 3/A kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Horber, E. 1963: Maikafer gegen Maikafer. Mitt. Schweiz. Landwirtsch., 11: 145–55.
- Imrei Z. és Tóth M. 2003: Zöld levelekből származó illatanyagok csalogató hatása a májusi cserebogárra (*Melolontha melolontha* L.) – előzetes eredmények. Növényvédelem, 39. (1): 19–22.
- Inántszy F. és Lakatos T. (szerk.) 2004: Biológiai növényvédelem: A rovarpatogén fonálférges gyakorlati alkalmazásának lehetőségei. Újfehértói Gyümölcsstermesztési Kutató és Szaktanácsadó Kht., Újfehértó
- Ismeretlen 1867: A pajodok pusztítása elleni óvszer. Erdészeti Lapok, 6: 151–152.
- Ismeretlen 1868: A gazdaszat egyik csapásáról. Erdészeti Lapok, 7: 222–230.
- Ismeretlen 1887: A cserebogarak irtása tűzzel és világosság segélyével. Erdészeti Lapok, 26: 983–984.
- Ismeretlen 1891a: Pajodok pusztítása naphtalinnal. Erdészeti Lapok, 30: 870–871.
- Ismeretlen 1891b: A cserebogár pajodjainak pusztítása. Erdészeti Lapok, 30: 637–638.
- Ismeretlen 1892a: Pajodok pusztítása naphtalinnal. Erdészeti Lapok, 31: 507–508.
- Ismeretlen 1892b: Útmutatás a cserebogárpajorok irtására a Botrytis-gomba segélyével. Erdészeti Lapok, 31: 188–192.
- Ismeretlen 1913: A cserebogár irtási módjáról. Erdészeti Lapok, 52: 229–235.
- Jakab J.; Kolonits J. és Rüll G. 1984: A májusi cserebogár elleni védekezés ULV technológiával. Az Erdő, 33 (9): 417–419.
- Janik G.; Tóth J.; Csóka Gy.; Szabóky Cs.; Hirka A. és Koltay A. 2008: Az erdészeti jelentőségű cserebogarak életmódja. Az Erdészeti kutatások digitális, ünnepi különszáma az OEE 139. Vándorgyűlésének tiszteletére. Cikkgyűjtemény: 350–380.

- Jermy, T. and Nagy, B. 1967: Laboratory experiments to control the cockchafer (*Melolontha melolontha* L.) by the sterile male technique. *Acta Phytopathologica Hungarica*, 2: 211–217.
- Jéromé R. 1959: Erdővédelmi utasítás. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest: 90.
- Kiss L. 1967: Repülőgéppel vagy más módon védekezzünk-e a cserebogár ellen? *Az Erdő*, 16 (9): 424–427.
- Kolonits J. 1968: Felkészülés a májusi cserebogár 1968. évi várható rajzására. *Az Erdő*, 17 (2): 81–83.
- Kolonits J. 1969: Talajtani védekezés a májusi cserebogár imágói ellen. *Az Erdő*, 18 (5): 218–220.
- Kolonits J. 1971: Szerves foszforkészítmények és újabb eljárások alkalmazása a cserebogár és álcája elleni védekezésben. *Az Erdő*, 20 (2): 88–91.
- Lengyel Gy. 1968: Aerosolos védekezés rajzó cserebogarak ellen. *Az Erdő*, 17 (9): 404–406.
- Lonkay A. 1902: A pajodoknak kainittal való pusztítása. *Erdészeti kísérletek*, 32–33.
- Máté Z.; Pagony H. és Sashalmi M. 1991: Cserebogár elleni nagyüzemi védekezés a kaszói erdőtömbben. *Erdészeti Lapok*, 126 (2): 52–53.
- Nowinsky L. 1992: A májusi cserebogár (*Melolontha melolontha* L.) fénycsapdázása a Hess-Brezowsky-féle makroszinoptikus időjárás helyzetekkel összefüggésben. *Növényvédelem*, 28 (11): 450–456.
- Nowinsky L. és Nagy L. 1977: Új matematikai módszer a májusi cserebogár (*Melolontha melolontha* L.) rajzáskezdetének kiszámítására. *Növényvédelem*, 13 (8): 337–340.
- Pagony H. 1971: Kiegészítés a „Szerves foszforkészítmények és újabb eljárások alkalmazása a cserebogár és álcája elleni védekezésben” című dolgozathoz. *Az Erdő*, 20 (4): 183–184.
- Papp Gy. és Világhy Gy. 1967: Repülőgéppel a cserebogár ellen. *Az Erdő*, 16 (1): 26–30.
- Péchy K. 1895: A cserebogár pajodok irtása szénkéneggel. *Erdészeti Lapok*, 34: 1127–1129.
- Pethő Á. és Ocskó Z. 2003: POP hatóanyagot tartalmazó növényvédő szerek hazai felhasználása. *Növény és Talajvédelmi Központi Szolgálat*, Budapest
- Petz Á. 2003: A cserebogárpajor és pocok elleni védekezésről. *Erdészeti lapok*, 138: 170.
- Prenner J.; Pálfi Cs.; Nagy L. és Molnár J. 1983: Erdészeti növényvédelmi technológiák. *Növényvédelem*, 19 (11): 508–515.
- Ratkovszky K. 1894: Cserebogarak. *Erdészeti Lapok*, 33: 421–422.
- Ratkovszky K. 1895: A pajodok irtásáról. *Erdészeti Lapok*, 34: 779–780.
- Ratkovszky K. 1900: Az ideai cserebogárrajzás. *Erdészeti Lapok*, 39: 1107–1109.
- Székesy M. 1937: A közismert és mégis ismeretlen cserebogár. *Természettudományi Közlöny*, 69 (1071): 227–284.
- Szontagh P. 1980: A madarak jelentősége az erdei rovarkártevők leküzdésében. *Erdészeti Kutatások*, 73 (1): 177–183.
- Tóth J. 1973: Az erdészeti fénycsapdahálózat Coleoptera fajai. *Erdészeti Kutatások*, 69 (1): 155–160.
- Tóth J. (ed.) 1999: *Erdészeti rovartan*. Agroinform Kiadó, Budapest: 236–241.
- Tóth L. 1976: A májusi cserebogár (*Melolontha melolontha* L.) rajzáskezdet-előrejelzési lehetőségeinek vizsgálata. *Növényvédelem*, 12 (5): 221–222.
- Vadas J. 1904: Az akácfa (*Robinia Pseudoacacia* L.) ellenségei, betegségei és az ellenük való védekezés. *Erdészeti Kísérletek*, 6: 59–73.
- Varga F. 2001: A cserebogarak kártétele. 266–267. In.: Varga F. (szerk.): *Erdővédelemtan*. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest
- Varga Sz. és Szidonya I. 2002: Környezetkímélő technológiák az erdészeti növényvédelemben. *Erdészeti Lapok*, 137 (11): 305–309.

Érkezett: 2013. március 29.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Kalló cserebogár

A kalló cserebogár (*Polyphylla fullo*) legnagyobb cserebogarunk, az alföldi homokterületek egyik jellegzetes faja. Életmódja hasonló a májusi és erdei cserebogarakéhoz, hőigénye azonban nagyobb. Fejlődése négyéves. Pajorja az utolsó álcstádiumban elérheti a 6 centimétert is. Erős rágóival a nagyobb gyökereket is károsítja. Nemzőit nyáron, leginkább júliusban látni. Pazarló lombfogyasztásukkal érzékeny károkat is okoznak.

Fotó: Csóka György

Szöveg: Molnár Miklós

KÜLÖNBÖZŐ ERDŐÁLLOMÁNYOK DIVERZITÁSÁNAK ÖSSZEHASONLÍTÁSA AZ ÉJSZAKAI NAGYLEPKE KÖZÖSSÉGEK ALAPJÁN (LEPIDOPTERA: MACROHETEROCERA) FÉNYCSAPDÁK ALKALMAZÁSÁVAL

Horváth Bálint

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

A dolgozat három különböző állomány (elegyes kocsánytalan tölgyes, kocsánytalan tölgyes, bükkös) éjszakai nagylepke-közösségét hasonlítja össze a Soproni-hegyvidéken. A vizsgálat 2008 májusától novemberéig tartott hordozható fénycsapdák használatával. A mintaterületeken összesen 12 család 349 lepkefajának 8046 egyedét határoztuk meg. A vizsgálat célja annak a hipotézisnek az igazolása, hogy az elegyes erdőállományban nagyobb az éjszakai nagylepke diverzitás. A diverzitási értékeket Shannon- és Simpson-formulával határoztuk meg, a diverzitásokat Hutcheson-féle t-próbával és Rényi-féle diverzitási rendezéssel hasonlítottuk össze. Az eredmények alapján a vizsgált elegyes erdőállományban magasabb volt az éjszakai nagylepkék diverzitás értéke, mint a bükkös mintaterületen. A tölgyes erdőállományt nem lehetett egyértelműen rangsorolni a másik két mintaterülethez képest.

Kulcsszavak: Soproni-hegyvidék, erdőállományok, éjjeli lepkék, diverzitás, diverzitási rendezés, erdészeti kezelések, fénycsapda

COMPARING DIVERSITY OF NOCTURNAL MACROLEPIDOPTERA COMMUNITIES (LEPIDOPTERA: MACROHETEROCERA) IN DIFFERENT FOREST STANDS USING LIGHT TRAPS

Abstract

Macrolepidoptera communities and their diversity was compared in three different forest stands (mixed sessile oak, sessile oak and beech forests) in the Sopron Mountains. The monitoring was carried out from May to November 2008, using portable light traps and we identified a total of 349 species and 8,046 individuals in 12 families. The results suggest that the mixed forest stand has higher diversity of macrolepidoptera species. The diversity was determined using Shannon and Simpson diversity models. To compare diversity values, Hutcheson's t-test was used. Furthermore, the diversity values were ranked by Rényi's diversity ordering. The results show higher diversity in the mixed oak forest stand, while the beech forest stand had lower diversity of macromoth communities. Ranking of the unmixed oak forest stand was not possible.

Keywords: Sopron Mountains, forest stands, nocturnal moths, diversity, diversity ordering, forest management, light trap

BEVEZETÉS

Az erdő a legmagasabb szintű és legösszetettebb életközösség, melyet a fás növények mellett számtalan egyéb növény- és állatcsoport alkot. Az erdei életközösségek fenntartható megőrzésének egyik igen lényeges tényezője az erdőgazdálkodás módja (Summerville és Crist 2002). Számos szerző foglalkozott már az erdei ökoszisztémáknak a biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepével (pl.: Niemelä 1997; Usher és Keiller 1998; Gascon és mtsai 1999; Kitching és mtsai 2000; Summerville és Crist 2003; Dunn 2004; Summerville és mtsai 2004; Beck és mtsai 2006; Ober és Hayes 2009; Taki és mtsai 2010; Fiedler és Truxa 2012). Az erdészeti beavatkozások biodiverzitásra gyakorolt hatása azonban nincs teljesen tisztázva (Bawa és Seidler 1998; Fermon és mtsai 2000; Lindenmayer és mtsai 2000).

Napjainkban a fenntartható erdőgazdálkodás kiemelt jelentőségű téma a konzervációbiológiai és ökológiai tanulmányokban (Primm és mtsai 2004; Thomas és Packham 2007; Sodhi és Ehrlich 2010). Az erdei ökoszisztémák élővilágának egyik legnépesebb csoportját a rovarok alkotják, melyek nemcsak fogyasztói a növényeknek (herbivor rovarok), hanem táplálékot is jelentenek számos állatcsoport (pl.: madarak, pókok, darazsak) számára. Az erdei rovarközösségeket rendkívüli fajgazdagság jellemzi, sok közülük speciális környezeti adottságokhoz kötődik (pl. a táplálékspecialisták), így többségük alkalmazható lehet a biológiai diverzitás indikátoraként (New 2009; Park és mtsai 2009). Az egyik leggyakrabban vizsgált rovarcsoport a lepkék rendje (Kitching és mtsai 2000; Summerville és Crist 2003; Summerville és mtsai 2004). A nappali lepkékkel több tanulmány foglalkozik (pl.: Larsen 1996; Haddad 1999; Jeanneret és mtsai 2003; Tudor és mtsai 2004; Benes és mtsai 2006; Cleary és Genner 2006), az éjszakai lepkék azonban sokkal meghatározóbb szerephez jutnak az erdei ökoszisztémákban. Ennek alapvető oka, hogy a nappali lepkék fajszáma jóval alacsonyabb az erdei élőhelyeken (Scoble 1992; Schmitt 2003).

Tanulmányom három, eltérő fajaj-összetételű erdőállomány éjszakai nagylepke (Macroheterocera) diverzitásának összehasonlítását ismerteti. A munka célja azon hipotézis vizsgálata, miszerint egy elegyesebb erdő magasabb éjszakai nagylepke diverzitást tart fenn.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

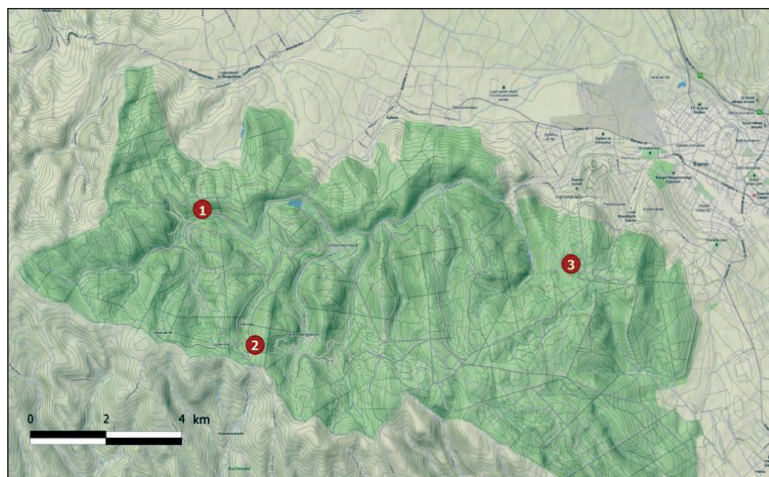
A vizsgálatokat az Alpok legkeletibb nyúlványát képző, több mint 5000 hektár kiterjedésű Soproni-hegyvidék kistáj területén végeztem (1. ábra), melyen az erdős területek aránya magas, közel 90% (Dövényi 2010). A Sopron környéki erdőkben már a 12–13. században intenzív erdőhasználat vette kezdetét. Az 1850-es évek után nagymértékű fenyvesítés indult, a lombhullató erdők aránya az 1980-as évek végéig folyamatosan csökkent. Ennek köszönhető, hogy a Soproni-hegyvidék erdőállományainak fajaj-összetétele napjainkban sok helyen eltér a természetes állományokra jellemzőktől (Tamás 1955; Szmorad 2011).

A vizsgálat három idős (>100 év), őshonos erdőállományra fókuszált (1. ábra).

1. Elegyes erdőállomány (Ház-oldal; N47°40'27", E16°27'59", 400 m; 7,3 ha): Az állományalkotó fajok száma magas. Felméréseink során 7 fajtát találtunk, melyek közül domináns volt a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (50%)), ezen kívül gyertyán (*Carpinus betulus*), erdeifenyő (*Pinus sylvestris*), bükk (*Fagus sylvatica*), szelídgesztenye (*Castanea sativa*), vörösfenyő (*Larix decidua*), és nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*) fordult elő. A lombkoronaszint záródása 70–80% közötti. Gazdag aljnövényzet és cserjeszint, valamint természetes lékek jellemezik. Ennek a mintaterületnek a jellemzői hasonlóan leginkább a természetes erdőkéhez (Standóvár 2000; Szmorad és mtsai 2002).

2. Tölgyes erdőállomány (Fáber-rét; N47°39'58", E16°33'10", 385 m; 7,2 ha): Uralkodó fafaj a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), a lombkoronaszint záródása 90% feletti. Az elegyfafajok száma és aránya alacsony, a főfafajon kívül még csertölgy (*Quercus cerris*) és erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) fordult elő. A cserjeszint viszonylag gazdag, a gypeszint borítása magas – domináns faj: *Melica uniflora* (60%).

3. Bükkös erdőállomány (Hermes-domb; N47°39'6", E16°28'39", 490 m; 7,6 ha): az elegyfafajok száma és aránya alacsony. Állományalkotó fafaj a bükk (*Fagus sylvatica*), melyen kívül kocsánytalan tölgyet (*Q. petraea*) és vörösfenyőt (*L. decidua*) figyeltünk meg. A lombkoronaszint záródása 95% feletti. A cserjeszint és a gypeszint szubnudum.



1. ábra: A mintavételi területek elhelyezkedése a Soproni-hegyvidéken. (1) Elegyes erdőrésztlet; (2) Bükkös erdőrésztlet; (3) Tölgyes erdőrésztlet

Figure 1: Sampling sites in the Sopron Mountains. (1) Mixed oak forest; (2) Beech forest; (3) Poor oak forest

Mintavételi módszer

A vizsgálat a pozitív fototaxisú éjszakai nagylepkékre terjedt ki, melyeket hordozható fénycsapdákkal (vödör csapda) figyeltünk meg, 2008 májusától novemberéig, összesen 9 mintavételi alkalommal. A vödör csapdák 12 V-os zselés akkumulátorral üzemeltek, 8 W-os UV-fénycsővel (black light) felszerelve. Habár az egyes lepkésaladók eltérő intenzitással reagálnak a különböző mesterséges fényforrásokra (Nowinszky és Ekk 1996, Puskás és Nowinszky 2011), az UV-fényű csapdák a legelterjedtebb eszközei az éjszakai lepkéközösségek megfigyelésének (Summerville és Crist 2003).

Mintaterületenként 2 csapda működött egy időben, legalább 50 méter távolságban egymástól és az erdőszegélytől. Egy mintavételezés négy egymást követő éjszakan zajlott, így a csapdák összesen 36 éjszákát működtek egy vizsgált erdőrésztletben. A megfigyelések napnyugtától napkelteig tartottak, kerülve a heves esőket.

A fénycsapdás mintavételeket számos környezeti tényező befolyásolhatja, eltérő mértékben (Nowinszky 2003), melyek hatását a gyűjtött minta minőségére jelen dolgozat nem tárgyalja.

A kiértékelés módszerei

A megfigyelt lepkéközösségeket közösségi ökológiai paraméterek alapján hasonlítottuk össze: fajgazdagság, abundanciaviszonyok, Shannon-diverzitás (Shannon és Weaver 1949), Simpson-diverzitás (Simpson

1949), kiegyenlítetttség (Pielou 1966), illetve diverzitási összehasonlítások. Az adatok kiértékelését a PAST program (Paleontological Statistic Software) (Hammer és mtsai 2001) segítette. Előfordultak olyan fajok, melyeket nem lehetett külső makromorfológiai bélyegek alapján meghatározni (*Eupithecia* spp., *Mesapamea secalis* agg.). E példányok faj szintű határozásától eltekintettünk, a statisztikai kiértékelésben a csoportok összesített egyedszáma szerepel.

A Shannon-diverzitási értékeket a Hutcheson-féle t-próbával (Hutcheson 1970) hasonlítottuk össze, $p=0,01$ szignifikancia szint mellett.

További diverzitási elemzéseket és a Hutcheson-féle t-próba megfelelésének ellenőrzését Rényi-féle diverzitási rendezéssel (Tóthmérész 1997) végeztük. A diverzitás profilok egyfajta grafikus ábrázolásai a különböző diverzitás indexeknek, értéküket a mintát alkotó fajok frekvenciája és az alfa skálaparaméter határozza meg. Egy közösség akkor diverzebb a máséknál, ha a profilja a másiké fölött fut. Abban az esetben, ha a diverzitás profilok metszik egymást, az összehasonlított közösségek diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók (Tóthmérész 1995).

Az egyes erdőállományokban megfigyelt lepkefajok gyakoriságát rang abundancia diagramok szemléltetik, ábrázolásuk az illeszkedésvizsgálat eredményei alapján ($p<0,05$) logaritmikus modell segítségével lehetséges.

A mintavételek számának megfelelését a megfigyelt fajszám növekedési ütemével jellemezhetjük, melyet a fajakkumulációs görbék ábrázolnak. A mintavételezési időszakból adódóan a kora tavaszi fajok hiányoznak a mintákból. További, több évet felölelő vizsgálat minden bizonnyal újabb fajok előkerülését eredményezte volna. Az akkumulációs diagram szemlélteti továbbá a fajszám várható növekedési ütemét a mintaszám növelése mellett, a Michaelis-Menten-extrapolációs modell alapján ($y=ax/(b+x)$) (Raaijmakers 1987).

EREDMÉNYEK

A vizsgálatok során összesen 348 lepkefaj 8046 egyedét detektáltuk. Legtöbb faj az elegyes állományból került elő, ezt követte a bükkös, majd a tölgyes. Az egyedszámok nagysága nem függött össze a fajszámokkal. A legmagasabb egyedszámot a bükkösben erdőállományban, majd az elegyes és tölgyes mintaterületeken találtunk (1. táblázat).

1. táblázat: Az éjszakai nagylepke közösségeket jellemző struktúra-paraméterek az egyes mintaterületeken
Table 1: Ecological structural characteristics of macrolepidoptera communities in the different forest stands

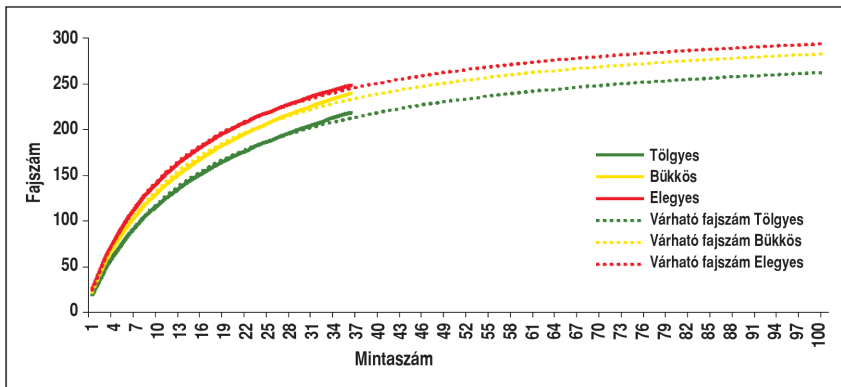
	Elegyes	Tölgyes	Bükkös
Fajszám	249	219	240
Egyedszám	2612	1975	3459
Shannon-diverzitás	4,414	4,364	4,008
Simpson-diverzitás	0,9722	0,9752	0,9604
Pielou-féle kiegyenlítetttség	0,8	0,8098	0,7314

A fajszám és a mintavételek számának összefüggését a fajakkumulációs görbék szemléltetik (sample rarefaction) (2. ábra). Mivel a vizsgálat viszonylag szűk időszakra korlátozódott, és a kora tavaszi aspektus fajai hiányoznak a mintákból, az akkumulációs görbék csak kevésbé laposodnak el. Megnövelt mintaszám esetén a fajszám várható növekedési ütemét a 2. ábra szemlélteti.

A diverzitási indexek nem mutattak egyértelmű eredményt az erdőállományok diverzitásának rangsorolásához. A Shannon-diverzitás értéke az elegyes mintaterületen volt a legmagasabb, ezt követték a tölgyes és

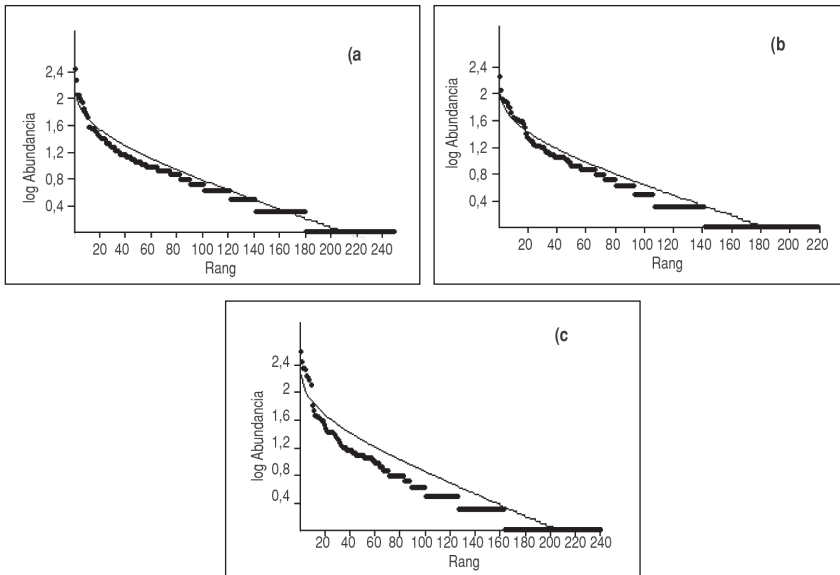
bükkös erdőállományok. A Simpson-diverzitás esetében azonban a tölgyes erdőrézlet – nagyon kicsi eltéréssel – az elegyes elé sorolható (1. táblázat). A kiegyenlítettség a Simpson-index értékeihez hasonló trendet mutatott. A Pielou-index értéke a bükkös erdőállományban volt a legalacsonyabb, míg a tölgyes mintaterületen a legmagasabb (1. táblázat).

A vizsgált területeken megfigyelt lepkéközösségek között további különbséget mutat a domináns és ritka fajok aránya. A rangabundancia görbék jól szemléltetik, hogy mindhárom erdőállomány lepkéközösségében a ritka fajok vannak többségben, de számuk és arányuk eltérő az egyes mintaterületeken (3. ábra a–c).



2. ábra: A megfigyelt lepkéfajok fajakkumulációs görbéi (sample rarefaction), illetve megnövelt mintaszám esetén a fajszám várható növekedési üteme (Michealis-Menten-extrapolációs modell alapján)

Figure 2: Species accumulation curves (sample rarefaction) of macrolepidoptera species. The estimated species richness in the course of further sampling is illustrated by Michealis-Menten extrapolation model



3. ábra: Rangabundancia diagramok, melyek megmutatják az egyes fajok gyakoriságát az elegyes (a), tölgyes (b) és bükkös (c) mintaterületeken

Figure 3: Rank-abundance plots showing the number of captures of macrolepidoptera species in mixed (a), oak (b) and beech (c) forest stands

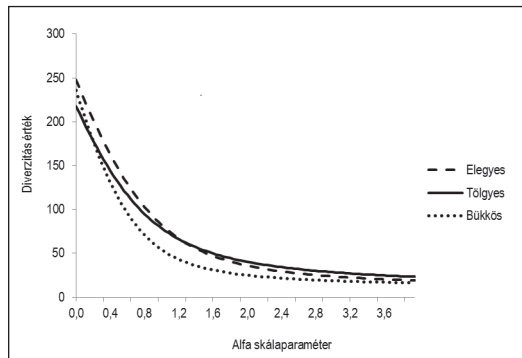
A Shannon-diverzitások összehasonlítása két erdőpár, az elegyes-bükkös és a bükkös-tölgyes mintaterületek esetében mutatott szignifikáns eltérést. A tölgyes és bükkös erdőállományok nem különböztek számottevően (2. táblázat).

2. táblázat: Az éjszakai nagylepke közösségek Shannon-diverzitásának összehasonlítása Hutcheson-féle t-próbával

Table 2: Comparison of Shannon diversity values using Hutcheson's t-test

	Elegyes	Bükkös
Bükkös	$t=10,3; p=1,5E-24$	
Tölgyes	$t=1,3; p=0,18$	$t=8,6; p=1,3E-17$

A Rényi-féle diverzitási rendezések alapján azonban már csak az elegyes és a bükkös erdőrészlet volt viszonyítható egymáshoz. A tölgyes mintaterület diverzitásprofilja metszette a további két diverzitásprofil, így rangsorolása nem volt lehetséges (4. ábra).



4. ábra: A megfigyelt éjszakai nagylepke közösségek diverzitás profiljai az egyes mintaterületeken
Figure 4: Diversity profiles of the sampled macrolepidoptera communities in the sampling sites

MEGVITATÁS

A Sopron környéki nagylepkék elterjedéséről több tanulmány is beszámol (Mészáros és Szabóky 1981; Leskó és Ambrus 1998; Sáfíán és mtsai 2006; Sáfíán és Szegedi 2008; Sáfíán és mtsai 2009), de a vizsgált területről lepkékre vonatkozó kvantitatív összehasonlító munka még nem született. Korábban Ambrus (1979) hasonlította össze soproni és zalai erdőállományok lepkefaunáját.

A vizsgálat során tesztelt hipotézis, miszerint egy elegyes erdőállomány éjszakai nagylepke diverzitása nagyobb) csak részben igazolódott be. A diverzitásértékek és a diverzitás-összehasonlítások is alátámasztották a vizsgált elegyes erdőállomány nagyobb éjszakai nagylepke diverzitását a bükkös mintaterülettel szemben. A tölgyes erdőállomány diverzitásprofilja azonban metszette az elegyes és bükkös mintaterületek diverzitásprofilját, így viszonyítása a vizsgált területekhez képest nem lehetséges egyértelműen. A megfigyelt fajszám és egyedszám egyaránt a tölgyes erdőállományban volt a legalacsonyabb. Ennek ellenére a Shannon- és Simpson-formula értékei a tölgyes erdőállomány esetében magasabbak voltak, mint a bükkös mintaterületen megállapított értékek. A magasabb diverzitásérték ebben az esetben a megfigyelt lepkefajok egyenletesebb eloszlásával magyarázható. A tölgyes erdőállományban detektált alacsonyabb fajszám azonban ellentmond a várható eredményeknek, hiszen tölgy fajokon – vagy azokon is – több lepkefaj fejlődik, mint az egyéb fanemzetségeken (Csóka 1998). Csóka és Szabóky (2005) munkája 308 hazai lepkefajról szá-

mol be, melyek különböző tölgyfajokon fejlődnek. Az éjszakai nagylepkek alacsonyabb diverzitása a bükkös erdőállományban minden bizonnyal a lepkefajok egyenetlenebb eloszlásával magyarázható, de valószínűleg a szubnódum gypeszint, illetve a fa és cserjefajok alacsony száma is közrejátszott. Hazai viszonylatban ismeretlen olyan munka, amely a bükköt fogyasztó lepkefajok fajszámával foglalkozik. Annak ellenére, hogy a bükkös erdőállomány éjszakai nagylepke diverzitása alacsonyabb értéket mutatott, nem hanyagolható el a bükkös erdők fontos szerepe a Soproni-hegyvidék erdei között, például a klimatikus viszonyok, illetve a jelentős biomassza-produktum miatt, de említésre méltó a bükkösökre jellemző silvicol, nemorális vagy altoherbosa fa-naelemek magas aránya is (Ambrus 1981, 1984).

Az eltérő eredmények a diverzitásformulák ritka és gyakori fajokra mutatott különböző érzékenységgel és a fajok kiegyenlítetttségének eltérő mértékével magyarázhatóak. Míg a Shannon-formula a minta ritka elemeire, addig a Simpson-index a minta domináns komponenseire helyez nagyobb hangsúlyt (Peet 1974).

Hasonló vizsgálatot végzett többek között Summerville és Crist (2003), akik szignifikáns kapcsolatot találtak az éjszakai nagylepke közösségek és az erdei növényzet struktúrája között. A lepkék számára megfelelő erdő- és növénystruktúra kialakításában az erdészeti kezeléseknak igen fontos szerepük van. Az erdőszerkezet kialakulása jelentős mértékben függ az erdészeti (fahasználati) beavatkozások módjától. Az éjszakai lepke-közösségek szempontjából több szerző is kedvezőbbnek találta azokat az erdőhasználati módokat, amelyek folyamatos erdőborítást biztosítanak (Summerville és Crist 2002; Ober és Hayes 2009; Taki és mtsai 2010). A nevelővágások alapvetően meghatározzák a lombkoronaszint alatti növényzet fajösszetételét, borítását és szerkezetét, melyek a legfontosabb faktorai az éjszakai lepke közösségek struktúrájának (Usher és Keiller 1998; Ober és Hayes 2009).

Kutatásom eredményei szintén megerősítik a növényfajok számának és a vegetáció struktúrájának fontos szerepét az erdei élőhelyeken, de ennek biztosabb beigazolása és pontosabb megismerése további vizsgálatokat igényel, hiszen a kapott eredmények számos egyéb kérdést vetnek fel (pl.: a mezoklíma szerepe, a csapadék körüli mikroklimatikus viszonyok, kitétség, lombkoronaszint-borítás, színteztettség stb.).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet fejezem ki Sáfián Szabolcsnak, Kovács Gyulának, Winkler Dánielnek, Németh Tamás Mártonnak, Tóth Viktóriának és Knábel Norbertnek, hogy segítségemre voltak a határozásban, a botanikai felmérésben, a mintavételezésben, illetve a kézirat elkészítésében. A kézirat elkészítését a TÁMOP-4.2.2.B-10/1-2010-0018 projekt támogatta. A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001 azonosító számú *Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése konvergencia program* című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ambrus A. 1979: Újabb adatok a Soproni-hegyvidék lepkefaunájához (Összehasonlító elemzés soproni és zalai erdőársulások lepkefaunája között, különös tekintettel a bükkös ökoszisztémákra). TDK-dolgozat, Erdészeti és Faipari Egyetem, 25 pp+8 oldal melléklet.
- Ambrus A. 1981: A zalai bükkösök lepkefaunájának vizsgálata. Diplomadolgozat, Erdészeti és Faipari Egyetem, 27 pp+34 oldal melléklet.
- Ambrus A. 1984: A Zalai-dombvidék nagylepkeinek öko-faunisztikai és állatföldrajzi elemzése. Doktori értekezés, Eötvös Lóránd Tudományegyetem, 130 pp.

- Bawa, K. S. and Seidler, R. 1998: Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests. *Conservation Biology*, 12 (1): 46–55.
- Beck, J.; Kitching, J. I. and Linsenmair, K. E. 2006: Effects of habitat disturbance can be subtle yet significant: biodiversity of hawkmoth-assemblages (Lepidoptera: Sphingidae) in Southeast-Asia. *Biodiversity and Conservation*, 15:465–468.
- Benes, J.; Cizek, O.; Dovala, J. and Konvicka, M. 2006: Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 237: 353–365.
- Cleary, D. F. R. and Genner, M. J. 2006: Diversity patterns of Bornean butterfly assemblages. *Biodiversity and Conservation*, 15: 503–524.
- Csóka Gy. 1998: A Magyarországon honos tölgyek herbivor rovaregyüttese. *Erdészeti Kutatások*, 88: 311–318.
- Csóka, Gy. and Szabóky, Cs. (2005): Cheklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I (Lepidoptera). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 1: 59–72.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere – Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- Dunn, R. R. 2004: Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conservation to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera. *Forest Ecology and Management*, 191: 215–224.
- Fermon, H.; Waltert, M.; Larsen, T. B.; Dall'Asta, U. and Mühlenberg, M. 2000: Effects of forest management on diversity and abundance of fruit-feeding nymphalid butterflies in south-eastern Côte d'Ivoire. *Journal of Insect Conservation*, 4: 173–189.
- Fiedler, K. és Truxa, C. 2012: Species richness measures fail in resolving diversity patterns of speciose forest moth assemblages. *Biodiversity Conservation*, 21: 2499–2508.
- Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O. Jr.; Malcolm, J. R.; Stouffer, P. C.; Vasconcelos, H. L.; Laurance, W. F.; Zimmerman, B.; Tocher, M. and Borges, S. 1999: Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91: 223–229.
- Haddad, N. M. 1999: Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9 (2): 612–622.
- Hammer, R.; Harper, D. A. T. and Ryan, P. D. 2001: PAST – Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9 pp.
- Hutcheson, K. 1970: A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29: 151–154.
- Jeanneret, P. H.; Schüpbach, B. and Luka, H. 2003: Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98: 311–320.
- Kitching, L. R., Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M. S. and Graham, A. W. 2000: Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of Applied Ecology* 37: 284–297.
- Larsen, T. B. 1996: Butterflies as indicator species in Africa. *Tropical Lepidoptera News*, 3: 1–4.
- Leskó K. és Ambrus A. 1998: Sopron környékének nagylepkéfaunája fénycsapdás gyűjtések alapján. *Erdészeti Kutatások*, 88: 273–304.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R. and Botkin, D. B. 2000: Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14 (4): 941–950.
- Mészáros Z. és Szabóky Cs. 1981: A Fertő tó nádtróntó lepkéi. *Növényvédelem*, 17(9): 372–375.
- New, T. R. 2009: *Insect Species Conservation*. Cambridge University Press, New York, 256 pp.
- Niemalä, J. 1997: Invertebrates and Boreal Forest Management. *Conservation Biology*, 11(3): 601–610.
- Nowinszky L. és Ekk I. 1996: Normál és UV-fénycsapdák Macrolepidoptera anyagának összehasonlítása. *Növényvédelem*, 32 (11): 557–567.
- Nowinszky L. (ed.) 2003: *A fénycsapdázás kézikönyve*. Savaria University Press, Szombathely, 272 pp.
- Ober, H. K. and Hayes, J. P. 2009: Determinants of nocturnal Lepidopteran diversity and community structure in a conifer-dominated forest. *Biodiversity and Conservation*, 19(3): 761–774.
- Park, M.; An, J.S.; Lee, J.; Lim, J.T. and Choi, S.W. 2009: Diversity of Moths (Insecta: Lepidoptera) on Bogildo Island, Wando-gun, Jeonnam, Korea. *Journal of Ecology and Field Biology*, 32 (2): 129–135.
- Peet, R. K. 1974: The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 285–307.
- Pielou, E. C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131–144.

- Primm, S. L., Russel, G. J., Gittleman, J. L. and Brooks, T. M. 2004: The future of Biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- Puskás J. and Nowinsky L. 2011: Light-trap catch of Macrolepidoptera species compared the 100 W normal and 125 W BL lamps. *e-Acta Naturalia Pannonica*, 2(2): 179–192.
- Raaijmakers, J. G. W. 1987: Statistical analysis of the Michaelis-Menten equation. *Biometrics*, 43: 793–803.
- Sáfián Sz.; Ambrus A. és Horváth B. 2009: Új fajok Sopron környékének éjjeli nagylepkefaunájában (Lepidoptera: Macroheterocera). *Praenorica Folia Historico-Naturalia*, 11: 189–201.
- Sáfián Sz.; Hadarics, T.; Szegedi B. és Horváth Á. 2006: Ritka lepkefajok (Lepidoptera) előfordulási adatai egy Fertőrákos melletti mészkőbányából. *Szélkiáltó*, 12: 28–32.
- Sáfián Sz. és Szegedi B. 2008: A behurcolt tölgy-selyemlepke (*Antheraea yamamai* Guérin-Ménéville, 1861) (Saturniidae: Lepidoptera) megjelenése a Soproni-hegyvidéken. *Szélkiáltó*, 13: 29.
- Schmitt, T. 2003: Influence of forest and grassland management on the diversity and conservation of butterflies and burnet moths (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperidae, Zygaenidae). *Animal Biodiversity and Conservation*, 26 (2): 51–67.
- Scoble, M. J. 1992: *The Lepidoptera: Form, Function, and Diversity*. Oxford University Press, New York.
- Shannon, C. E. and Weaver, W. 1949: *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Simpson, E. H. 1949: Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Sodhi, N. S. és Ehrlich, P. R. (szerk.) 2010: *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, New York, United States, 344 pp.
- Standovár T. 2000: A természetes és a kezelt erdők főbb különbségei. In: Frank T. (ed.) *Természet-Erdő-Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria, Eger*, p. 26–37.
- Summerville, K. S. and Crist, T. O. 2002: Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: Community, guild, and species responses. *Ecological Applications*, 12 (3): 820–835.
- Summerville, K. S. and Crist, T. O. 2003: Determinants of lepidopteran community composition and species diversity in eastern deciduous forests: roles of season, eco-region and patch size. *Oikos*, 100: 134–148.
- Summerville, K. S.; Ritter, L. M. and Crist, T. O. 2004: Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation*, 116: 9–18.
- Szmorad F. 2011: A Soproni-hegység erdeinek történeti, növényföldrajzi és ökológiai vizsgálata. *Tilia XVI.*, 205 pp. + 61 pp. melléklet.
- Szmorad F.; Csépanyi P.; Csóka Gy.; Frank N.; Ilonczai Z. és Kovács T. 2002: A fafajok és az egyenletesség szerepe erdeinkben. *Erdészeti lapok*, 137 (2): 57–60.
- Taki, H.; Inoue, T.; Tanaka, H.; Makihara, H.; Sueyoshi, M.; Isono, M. and Okabe, K. 2010: Responses of community structure, diversity, and abundance of understory plants and insects assemblages to thinning in plantations. *Forest Ecology and Management*, 259: 607–613.
- Támás J. 1955: A soproni-hegyvidéki erdők történelmi fejlődése, tájleírásai a fafaj, elegyarány és korosztály viszonylatában napjainkig. Kézirat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron, 149 pp.
- Thomas, P. A. and Packham, J. R. 2007: *Ecology of Woodlands and Forests. Description, Dynamics and Diversity*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 528 pp.
- Tóthmérész B. 1995: Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetable Science*, 6: 283–290.
- Tóthmérész B. 1997: *Diverzitási rendezések*. Scientia Kiadó, Budapest 98 pp.
- Tudor, O.; Dennis, R. L. H.; Greatorex-Daavis, J. N. and Sparks, T. H. 2004: Flower preferences of woodland butterflies in the UK: nectaring specialists are species of conservation concern. *Biological Conservation*, 119 (3): 397–403.
- Usher, M. B. and Keiller, S. W. J. 1998: The macrolepidoptera of farm woodlands: determinants of diversity and community structure. *Biodiversity and Conservation*, 7: 725–748.

Érkezett: 2013. március 7.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Erdei púposszövő

A védett erdei púposszövő (*Furcula bicuspis*) hernyói nyír- és égerfajokon fejlődnek. Magyarország lomberdeiben szórványosan fordul elő (ahogy tápnövényei is), elsősorban a kissé hűvösebb mikroklímájú helyeket kedveli. Az Alföld legnagyobb részéről hiányzik. A Soproni-hegyvidéken is előfordul, de itt sem nem gyakori. Évente két nemzedéke fejlődik, a lepkék április-május és július-augusztus hónapokban repülnek.

Fotó és szöveg: Horváth Bálint

KÜLÖNBÖZŐ FÉNYFORRÁSOK HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA A ROVAROKRA ELTÉRŐ MEGVILÁGÍTOTSÁGÚ TERÜLETEKEN JERMY-TÍPUSÚ FÉNYCSAPDÁVAL

Pintérné Nagy Edit

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Az erdővédelem fontos eszköze az erdővédelmi megfigyelő hálózat, melynek egyik fő feladata a magyarországi erdőkben keletkezett károk regisztrálása és előrejelzése. A fénycsapda hálózat többek között a kártevő rovarok előrejelzésére is alkalmas. A fénycsapda a rovarok mesterséges fény rovarokra gyakorolt csalogató hatásán alapul, és így alkalmas a fényszennyezés vizsgálatára is. A fényszennyezés a mesterséges fények túlzott mértékű használatából ered, amely megzavarhatja a rovarok életmódját, szaporodását. A tanulmány célja a közvilágításban gyakori, fényszennyezést is okozó fényforrások rovarokra való hatásának vizsgálata három különböző fényforrással. A fénycsapdázás Jermy-típusú fénycsapdával történt három hónapon keresztül, a holdfázisokhoz igazítva. A fényforrások eltérő mértékben gyűjtötték be a rovarokat. A csapdázási idő alatt begyűjtött rovarok dominanciavizsgálata alapján megállapítható, hogy a kétszárnyúak (*Diptera*), a kabócák (*Hemiptera*) és a lepkék (*Lepidoptera*) rendje az eudomináns vagy domináns. Statisztikai elemzés során kimutatható, hogy az egyes fényforrástípusok és rovarrendek között, továbbá a fényforrás típusa és a helyszín között van szignifikáns kapcsolat.

Kulcsszavak: fénycsapdázás, fényszennyezés, rovarok

RESEARCH OF VARIOUS SOURCES OF LIGHT'S EFFECT ON INSECTS IN DIFFERENT ILLUMINATED AREAS WITH JERMY-TYPE LIGHT-TRAP

Abstract

The forest monitoring network is important instrument of forest protection in Hungary. Its main task is the registration of damage occurred in Hungary's forest and to provide prognosis. The light-trapping network has an important role in the monitoring system, especially in the prognosis of insect/pest population fluctuation. The light-trap method is based on the insects's behaviour to fly to artificial light, therefore it can also be used to examine light pollution. Light pollution is the result of using artificial light and can lead to change in insect behaviour and reproduction. The aim of this study was to examine the effect of light pollution on insect behaviour using three different type of lights. The investigation was done with Jermy-type light-trap from June to August, and the tests were done according to the moon phases. The trap captures varied strongly. Flies (*Diptera*), cicadas (*Hemiptera*) and moths (*Lepidoptera*) were eudominant and dominant in the traps. There is a significant relation between the light-sources and insect orders, further between the light sources types and the examination areas.

Keywords: light-trapping, light pollution, insects

BEVEZETÉS

Már az ókorban megfigyelték, hogy az éjszakai fények csalogató hatással vannak a rovarokra, és a 19. század végén a fenyveseket károsító apácalepke (*Lymantria monacha* Linnaeus, 1758) elleni védekezésre is megpróbálták felhasználni (Hirka és mtsai 2011). A fénycsapdázás alapja, hogy az éjszaka repülő rovarok repülnek a mesterséges fényre. Annak az oka még mai napig sincs teljesen tisztázva, hogy miért repülnek egyes rovarok a fényre (Herczig 1983). Többféle elmélet létezik, melyek szerint a rovarok másodlagosan tértek át az éjszakai életmódra, és a mesterséges fényforrások látható és infravörös sugárzásai hasonlítanak a természetes vonzási ingerekre (pl. víz, táplálék) (Herczig 1983). Mazochin-Porsnyakon nyílt tér elmélete szerint a rovarok a fényforrásokat mint a nyílt térség jelzéseit keresik (Herczig 1983). A fénycsapda az erdőgazdaságilag legkárosabb lepkék jelentős részének azt a tulajdonságát használja ki, hogy este a lepkék jól repülnek a fényre (Szontagh 1962).

A magyarországi erdővédelmi megfigyelő hálózat nagy múltra tekint vissza. 1961-ben hozták létre Erdővédelmi Figyelő-Jelzőszolgálati Rendszer néven, majd később kapcsolódott a nemzetközi megfigyelési hálózatokhoz. Fontos feladata a magyarországi erdőkben keletkezett károk regisztrálása és lehetséges előrejelzése. Működésének alapját két különböző adatrendszer képezi: az egyik az erdővédelmi jelzőlapok, a másik az erdészeti fénycsapdák adatai (Koltay 2004). A ma már világviszonylatban is egyedülálló fénycsapda-hálózat kiépítése 1952-ben kezdődött meg Jermy Tibor akadémikus javaslatára (Nowinszky 2003). Az első erdészeti fénycsapdákat Tallós Pál irányításával 1961-ben állították üzembe, amiknek az volt a feladata, hogy az erdővédelmi prognózis elkészítéséhez biztos, számszerű adatokat nyújtsanak az éjjel rajzó kártevő rovarokról, elsősorban a lepkékről (Tallós 1966). A fénycsapdák első erdészeti vonatkozású használatát a gyűrűslepke (*Malacosoma neustria* Linnaeus, 1758) 1955–1959. évi nagy gradációjának idejére tehető, a gradációval érintett területekhez közel eső növényvédelmi adatok jól kiegészítették a helyszíni megfigyeléseket (Szontagh 1962). Az első fénycsapdákat a téli araszoló országos kiterjedésű erős tömegszaporodásával egy időben állították fel. Így a hálózat kiépítésének jelentősége egyértelművé vált. 2011-ben az erdészeti fénycsapda-hálózat 24 fénycsapdával üzemelt (Hirka és mtsai 2011). Az éjszakai rovarok fénycsapdákkal való gyűjtésének sokféle célja lehet: faunisztikai, állatföldrajzi, taxonómiai, cönológiai, etológiai, elterjedési, illetve egysűrűségi, rajzásfenológiai, populációdinamikai vizsgálatok. Szentkirályi (2002) a fénycsapdázás további céljának tekinti még a kártevők előrejelzését, az abiotikus környezeti tényezők hatásainak vizsgálatát, továbbá a rovarpopulációk hosszú távú monitorozását a klímaváltozások hatására (Nowinszky 2003). Az erdészeti fénycsapda-hálózat kiválóan alkalmas erdővédelmi, rovarfajta, ökológiai kutatások végzésére is. A hosszú időre vonatkozó fénycsapdázási adatsorok egy-egy faj esetében az egyes időjárási változókkal nagyon jól összevethetők, így lehetőség nyílik a klímaváltozással kapcsolatos előrejelzésekre. A fénycsapdázási eredmények az egyes fajok közötti interakciók megfigyelésére is alkalmasak. Megfigyelhető, hogy pl. a *Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 gradációja hogyan hat a tápnövényen vele osztozó más fajok népességére (Hirka 2011). Számos olyan tanulmány jelent meg, amely egy-egy tájegység rovarfaunájáról fénycsapdával gyűjtött adatokat tesz közzé. Szabóky és Leskó (2001) a vörösfenyő gubacsomoly (*Cydia zebeana* Ratzeburg, 1840) egyetlen példányát fénycsapdázták a Soproni-hegységben. Benedek és Jászainé (1968) az amerikai bivalykabócát (*Ceresa bubalus* Fabricius, 1794.) új kártevőként írják le. A Moldáviában gyűjtött futóbogarakról (*Carabidae*) ökológiai tanulmány jelent meg (Matalin 1996). A trópusi erdők jellemzését különböző lepkéfajok alapján végezték Kenyában (Dall'Asta 1997). Növényvédelmi és erdészeti fénycsapdák gyűjtési eredményeiből *Macrolepidoptera* fajra vonatkozóan elterjedési, illetve egysűrűségi térképeket tettek közzé (Kovács és Delyné 1967). A gamma bagolylepke (*Autographa gamma* Linnaeus, 1758) Magyarországon kifejlődött első és második nemzedéke rajzásának idejét sikerült megállapítani fénycsapdás módszerrel (Vojnits 1968). A kis téli araszoló (*Operophtera brumata* Linnaeus, 1758) regionális és országos léptékű populációdinamikáját és a fluktuációs mintázatok közötti szinkronitás mértékét vizsgálták szintén a fénycsapdák gyűjtési adataiból (Leskó és mtsai 1999).

Bürgés és mtsai (1976) eltérő fényforrással üzemelő fénycsapdák gyűjtési eredményeit hasonlították össze a szelídgesztenye terméskártevőinek rajzása során. Mészáros (1966) normál és ultraviola fénycsapdák *Microlepidoptera* anyagát, Nowinszky és munkatársa (1996) a *Macrolepidoptera* fénycsapdázott anyagát hasonlította össze. Járfás (1978) kutatásai szerint a higanygőzöző gyűjtötte legnagyobb számban a kukoricamolylókat (*Ostrinia nubilalis* Hübner, 1796). Németországban az utcán használt lámpatípusok körül vizsgálták a rovarok viselkedését, regisztrálták a csapdába esett rovarok számát, és rend szintig meghatározták a fogott rovarokat (Rich és Longcore 2006). A környezetünkben lévő mesterséges éjszakai fények tehát megzavarják a rovarok természetes repülési irányát, ezáltal megváltoztatják a viselkedésüket.

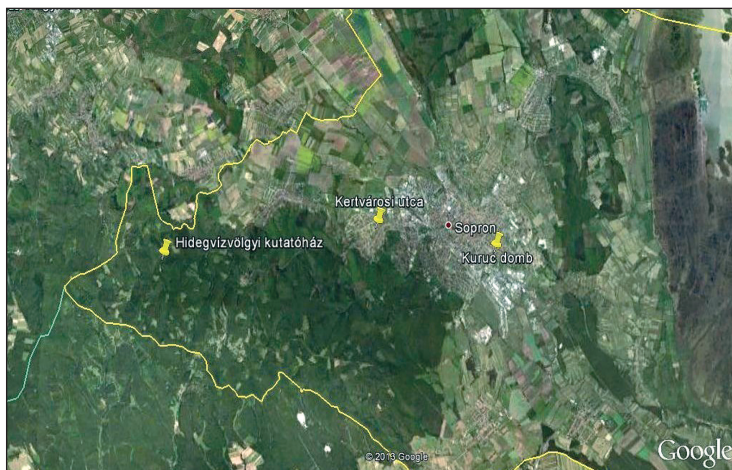
A mesterséges fényforrások túlzott mértékű használata az utóbbi évtizedekben egyre növekvő ütemben terjed, ami jelentős környezeti ártalmat, fényszennyezést okoz. A legújabb kutatások az éjszakai fényszennyezés ökológiai hatásait vizsgálják (Gaston és mtsai 2013.) Fényszennyezés alatt a természetes éjszakai fényviszonyok olyan mértékű megváltoztatását értjük, amely növeli az égbolt háttérfényességét, és emiatt a természetes fények láthatósága csökken, egyes helyeken lehetetlenné válik (Nowinszky 2007). A fénycsapdázás tehát nemcsak a már említett célok elérésére alkalmas, hanem különböző megvilágítottságú területek rovarfaunájának összehasonlítására is.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kutatás során a fénycsapdázást három, különböző mértékben megvilágított mintaterületen végeztem el Sopron környékén:

1. Természetes környezet fényszennyezés nélkül: a Soproni-hegyvidék területén lévő Ágfalva 1 erdőtag M erdőrészele.
2. Átmeneti terület: a város központjától távol, Sopron külvárosi területén, ahol már megjelennek a mesterséges fények (utcai világítás, házakból eredő világítás, reklámtábla megvilágítása), de még nem olyan erőteljesen, mint a mesterséges helyszínen.
3. Mesterséges helyszín: a város központi részén (Sopron város meteorológiai állomása, Kuruc-domb) fekvő helyszín jelentős háttér-megvilágítással rendelkezik.

A három mérési helyszín az alábbi áttekintő térképen (1. ábra) látható:



1. ábra: A fénycsapdázás helyszínei
Figure 1: Study sites



A fénycsapdázáshoz Jermy-típusú fénycsapdákat használtam, amelyek alkalmasak nagy teljesítményű fényforrások üzemeltetésére. Az egyes mintaterületekre egy-egy fénycsapdát helyeztem ki. A fénycsapdákban alkalmazott fényforrásokat közterületeken előforduló gyakoriságuk alapján választottam ki: 150 W-os nátriumlámpa, 160 W-os kevert fényű HMLI-lámpa és 36 W-os kompakt fénycső. A fénycsapdázást három hónapon keresztül végeztem 2012. június, július és augusztus hónapban a holdfázisokhoz igazodva, időpontjait példaként láthatjuk június hónapra vonatkoztatva (1. táblázat). A fényforrásokat egy-egy fénycsapdázási ciklusban a három helyen három hónap alatt naponta cserélgettem. A fénycsapdák este sötétedéstől reggel világosságig működtek. A tanulmány a 2012-ben végzett fénycsapdázás eredményeit mutatja be. A fénycsapdával begyűjtött rovarokat először rendszintén azonosítottam, majd egyedszámlálást és relatív abundancia- (dominancia-) vizsgálatot végeztem. A relatív abundancia egy relatív tömegviszonyokat kifejező cönológiai karakterisztika, amely kifejezi, hogy valamely faj egyedszáma hány %-át teszi ki a vizsgált életközösségnek (Schwerdtfeger 1977). Ezt a módszert rovarrendekre vonatkozóan alkalmaztam. A statisztikai kiértékelés során két függetlenvizsgálattal szignifikáns kapcsolatot kerestem a fényforrástípusok és a rovarrendek között, továbbá a fényforrástípus és a helyszín között. Az első függetlenvizsgálatot 5%-os szignifikanciaszinten és Cramer-féle asszociációs együttható segítségével végeztem. A második függetlenségvizsgálatban kétmintás t-próbát használtam szintén 5%-os szignifikanciaszinten (Korpás 1996).

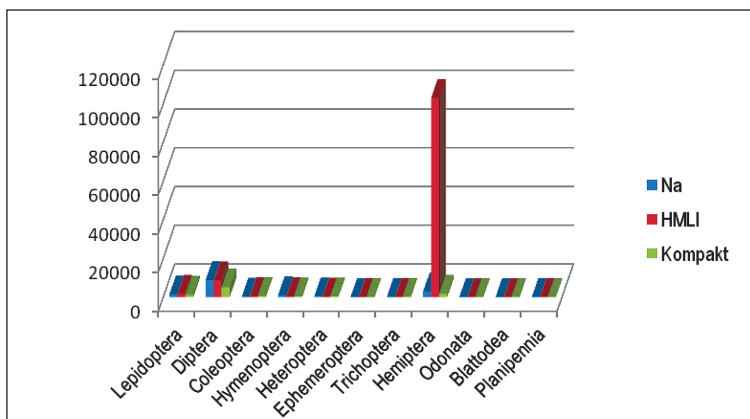
1. táblázat: A fénycsapdázás időpontjai június hónapban
Table 1: Dates of light trapping in June

Napok	Természetes terület	Átmeneti terület	Mesterséges terület
10.	Na-lámpa	HMLI-lámpa	Kompakt
11. utolsó negyed	Kompakt	Na-lámpa	HMLI-lámpa
12.	HMLI-lámpa	Kompakt	Na-lámpa
18.	Na-lámpa	HMLI-lámpa	Kompakt
19. újhold	Kompakt	Na-lámpa	HMLI-lámpa
20.	HMLI-lámpa	Kompakt	Na-lámpa
26.	Na-lámpa	HMLI-lámpa	Kompakt
27. első negyed	Kompakt	Na-lámpa	HMLI-lámpa
28.	HMLI-lámpa	Kompakt	Na-lámpa

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Befogott rovarok

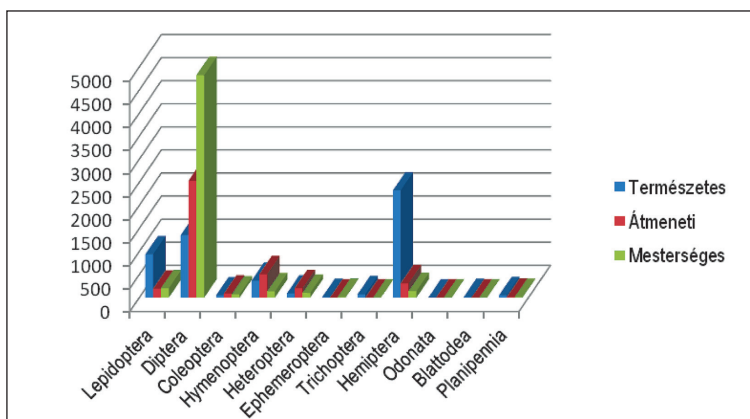
A vizsgálati időszak alatt 138 225 rovarot gyűjtöttem be a három mintaterületen. A legtöbb (118 915) egyed befogása június hónapban történt, a legkevesebb (6448) augusztusban. A különböző lámpatípusok eltérő mértékben vonzották az egyes rovarrendekbe tartozó egyedeket (2. ábra). A Na-lámpa a kétszárnyúakat (*Diptera*) gyűjtötte be a legnagyobb számban, a HMLI-lámpa a kabócákat (*Hemiptera*), a kompakt fénycső szintén a kétszárnyúakat (*Diptera*).



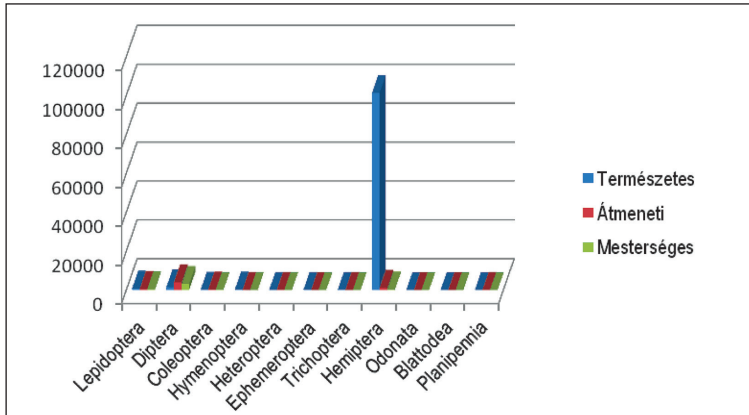
2. ábra: A különböző lámpatípusok által begyűjtött rovarok egyedszáma
 Figure 2: Number of insects caught with the different light types

A fényforrás-típusok hatása

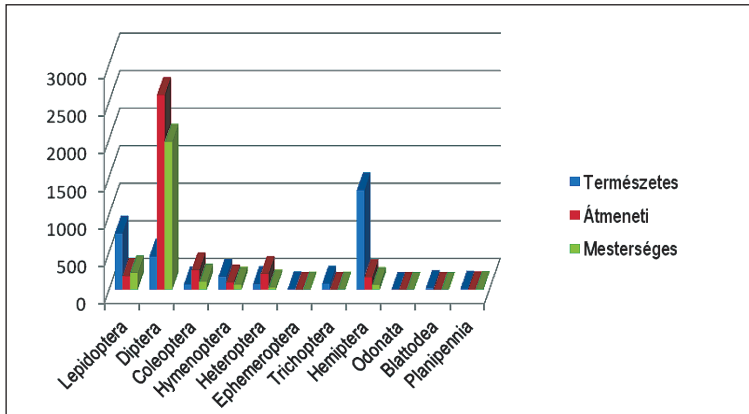
A kapott adatok alapján (3., 4., 5. ábra) megállapítható, hogy a három fényforrás 11 rendbe tartozó rovar-egyedet fogott be, amelyek közül kiemelkedő számban szerepeltek a kétszárnyúak (*Diptera*) és a kabócák (*Hemiptera*). Nem minden rendből fogtak a csapdák. A HMLI-fényforrás mellett az átmeneti területen hiányoznak a kérészek (*Ephemeroptera*), a természetes területen a szitakötők (*Odonata*), az átmeneti és a mesterséges területen a csótányok (*Blattodea*). A kompakt lámpa fogási adataiból kiderül, hogy az átmeneti területen a tegzesek (*Trichoptera*), a kérészek (*Ephemeroptera*) és a csótányok (*Blattodea*) hiányoznak. A természetes területen a szitakötők (*Odonata*), a mesterséges és az átmeneti területen a csótányok (*Blattodea*) rendjébe tartozó egyedek hiányoznak. A Na-lámpa fogási adatai (3. ábra) azt mutatják, hogy az átmeneti és a mesterséges területen a kétszárnyúak (*Diptera*) száma a legnagyobb, a természetes területen pedig a kabócák (*Hemiptera*) száma. A HMLI-lámpa (4. ábra) a természetes területen a kabócákat (*Hemiptera*), az átmeneti területen a kétszárnyúakat (*Diptera*) vonzotta a legnagyobb mértékben. A kompakt lámpa (5. ábra) az átmeneti területen és a mesterséges területen a kétszárnyúakat (*Diptera*), a természetes területen a kabócákat (*Hemiptera*) gyűjtötte be legnagyobb számban.



3. ábra: Na-lámpa által befogott rovarok egyedszáma mintaterületenként
 Figure 3: Number of insect caught by sodium lamp



4. ábra: A HMLI-fényforrás által befogott rovarok egyedszáma mintaterületenként
Figure 4: Number of insect individuals caught by HMLI lamp



5. ábra: A kompakt fénycső által befogott rovarok egyedszáma mintaterületenként
Figure 5: Number of insect individuals caught by compact lamp

Dominanciavizsgálat

A fénycsapdázás teljes időtartama alatt befogott anyagra vonatkozóan a három mintaterületen fényforrás-típusonként végeztem el a dominanciavizsgálatot (2. táblázat). A számítás során az alábbi statisztikai módszert alkalmaztam (Schwerdtfeger 1977):

$D = 100 \cdot b/a$; amelyben

b = az adott rend egyedszáma, a = az összes egyed száma.

A Na-lámpa mellett a kétszárnyúak (*Diptera*) és a kabócák (*Hemiptera*) bizonyultak eudomináns rendeknek, a HMLI-fényforrásnál a kabócák (*Hemiptera*), a kompakt lámpa esetében pedig a kétszárnyúak (*Diptera*), a kabócák (*Hemiptera*) és a lepkék (*Lepidoptera*). A három lámpa fogási eredményét összehasonlítva a Na-lámpa által begyűjtött rovarokat 5 dominanciacsoportba lehetett besorolni, a HMLI-lámpánál 4 dominanciacsoportba és végül a kompakt lámpánál 3 csoportba. Fontos különbség a Na-lámpa és a HMLI-

lámpa között, hogy a Na-lámpánál a dominanciaarányok a rendek között viszonylag arányosan elosznak, míg a HMLI-lámpánál a rendek többsége a szubrecens csoportba tartozik. A kompakt fénycső által vonzott egyedek száma jóval kisebb, mint a másik két lámpa esetében. A kompakt fénycső által begyűjtött rovarok rendek szerint a három dominanciacsoportba arányosan besorolhatóak.

2. táblázat: Dominanciavizsgálat rendek és lámpatípusok szerint

Table 2: Dominance values of insect orders

Rend	Kategória	D (%)	Kategória	D (%)	Kategória	D (%)
	Na		HMLI		Kompakt	
<i>Diptera</i>	eudomináns	59,6	domináns	7,6	eudomináns	54,8
<i>Hemiptera</i>	eudomináns	18,9	eudomináns	89,4	eudomináns	18,3
<i>Lepidoptera</i>	domináns	9,1	recens	1,5	eudomináns	12,7
<i>Hymenoptera</i>	domináns	6,9	szubrecens	0,4	szubdomináns	3,7
<i>Heteroptera</i>	szubdomináns	2,7	szubrecens	0,2	szubdomináns	3,5
<i>Coleoptera</i>	recens	1,4	szubrecens	0,5	szubdomináns	4,9
<i>Planipennia</i>	szubrecens	0,5	szubrecens	0,1	szubrecens	0,4
<i>Trichoptera</i>	szubrecens	0,5	szubrecens	0,1	szubrecens	0,9
<i>Ephemeroptera</i>	szubrecens	0,2	szubrecens	0,1	szubrecens	0,1
<i>Blattodea</i>	szubrecens	0,1	szubrecens	0	szubrecens	0,3

A fényforrások típusa, a rovarrendek és a helyszínek közötti kapcsolat

3. táblázat: A különböző fényforrások által vonzott rovarok egyedszáma rendszerként a természetes területen (2012. július 17–19.)

Table 3: Number of insect individuals caught by different lights (natural site, July 17–19, 2012)

Rend/fényforrás	Na	HMLI	Kompakt	Összesen
<i>Lepidoptera</i>	140	55	93	288
<i>Hymenoptera</i>	44	15	7	66
<i>Diptera</i>	110	200	70	380
<i>Planipennia</i>	1			1
<i>Hemiptera</i>	7	29	7	43
<i>Heteroptera</i>	3	3	5	11
<i>Coleoptera</i>	5	3	7	15
<i>Blattodea</i>			1	1
<i>Ephemeroptera</i>		2		2
<i>Odonata</i>				0
<i>Trichoptera</i>	3	8	2	13
Összesen	313	315	192	820

Függetlenségvizsgálatot végeztem arra vonatkozóan, hogy a fényforrástípusok és a rovarrendek között van-e szignifikáns kapcsolat, továbbá hogy a fényforrás típusa és a helyszín között van-e szignifikáns kapcsolat.



Első függetlenségvizsgálat

A csapdázott rovarok számát táblázatban összegeztem a június 10–12-i, június 18–20-i, július 17–19-i (3. táblázat) és augusztus 23–25-i időszakokra vonatkozóan a természetes és a mesterséges területekre. A függetlenségvizsgálatot végezve megállapítható, hogy 5%-os szignifikaszinten mind a természetes területen, mind a mesterséges területen szignifikáns kapcsolat mutatható ki a fényforrás típusa és a rovarrend között. A kapcsolatszorossági mérőszámokat (a szorosság mérésére a Cramer-féle asszociációs együtthatót használtam) összehasonlítva az is megfigyelhető, hogy a természetes területen szorosabb kapcsolat mutatkozik a fényforrás típusa és a rovarrend között, mint a mesterséges területen.

Függetlenségvizsgálat (χ^2 -próba)

A július 17–19-i időszakban a természetes területen a χ^2 érték = 136,03; a χ^2 (kritikus) = 28,9, ami azt jelenti, hogy szignifikáns kapcsolat van a fényforrás típusa és a rovarrend között. A kapcsolat szorossága 0,288, azaz a kapcsolat a közepesnél valamivel gyengébb.

Augusztus 23–25. között a természetes területen a χ^2 érték = 237,56; a χ^2 (kritikus) = 26,3, ami azt jelenti, hogy szignifikáns kapcsolat van a fényforrás típusa és a rovarrend között. A kapcsolat szorossága 0,367, azaz a kapcsolat közepesen szoros.

Július 17–19. között a mesterséges területen a χ^2 érték = 9,76; a χ^2 (kritikus) = 21,0. Itt nincs szignifikáns kapcsolat a fényforrás típusa és a rovarrend között.

Augusztus 23–25. között a mesterséges területen a χ^2 érték = 39,45; a χ^2 (kritikus) = 26,3, azaz szignifikáns kapcsolat mutatható ki a fényforrás típusa és a rovarrend között. A kapcsolat szorossága 0,170, tehát gyenge a kapcsolat.

A kapcsolat jellegéről a felülreprezentáció alapján megállapítható, hogy a Na-lámpa jellemzően a lepkéket, hártýás- és kétszárnyúakat vonzza, a (HMLI) kevert lámpa jellemzően a kabócákat, míg a kompakt lámpa jellemzően a lepkéket, poloskákat és a bogarakat.

Második függetlenségi vizsgálat

4. táblázat: Fogott rovaregyedek száma helyszín és fényforrástípus szerint (2012. július 17-19.)
Table 4: Number of insects caught by area and light trap type (July 17-19, 2012)

Helyszín/fényforrás	Na	HMLI	kompakt	Összesen
Természetes	313	315	192	820
Átmeneti	374	189	32	595
Mesterséges	92	318	111	521
Összesen	779	822	335	1936

A csapdázott rovarok számát fényforrás és helyszín szerint táblázatban foglaltam össze a június 10–12-i, június 18–20-i, július 17–19-i (4. táblázat) és augusztus 23–25-i időszakokra vonatkozóan.

A július 17–19-i időpontra vonatkozóan χ^2 érték = 275,51; a χ^2 (kritikus) = 9,49, azaz szignifikáns kapcsolat van a fényforrás típusa és a helyszín között. A kapcsolat szorossága 0,267, a közepesnél valamivel gyengébb a kapcsolat.

Augusztus 23–25. között a χ^2 érték = 104,40; a χ^2 (kritikus) = 9,49. Itt is szignifikáns kapcsolat mutatható ki a fényforrás és a helyszín között. A kapcsolat szorossága 0,143, gyenge a kapcsolat.

A függetlenségvizsgálat alapján megállapítható, hogy 5%-os szignifikanciaszinten a fényforrás típusa és a helyszín típusa között egyértelműen szignifikáns kapcsolat mutatható ki. A kapcsolat jellegéről a felülreprezentáció alapján megállapítható, hogy a természetes területen jellemzően a HMLI-lámpa és a kompakt lámpa vonzza a rovarokat, az átmeneti területen jellemzően a Na-lámpa, míg a mesterséges területen jellemzően a HMLI-lámpa és a kompakt lámpa.

A következő vizsgálatban arra kerestem a választ, hogy az egyes fényforrások és helyszíntípusok egyed-számai között kimutathatók-e szignifikáns különbségek. A vizsgálathoz kétmintás t-próbát használtam 5%-os szignifikanciaszinten. Mivel az egyedszámok a megfigyelt napokon igen nagy szórást mutattak, ezért a próba elvégzése előtt a szórások csökkentése érdekében 4 kiugró értéket (a két legnagyobb és a két legkisebb értéket) kivettem az adatok közül. A próba elvégzése előtt a szórások azonosságáról szóráspróba segítségével előzetesen meggyőződtem.

5. táblázat: A Na-lámpa által befogott rovarok egyedszáma a természetes helyszínen
Table 5: Number of insect individuals caught by sodium lamp in the natural area

Fényforrás	Na-lámpa					
	jún. 10.	jún. 26.	júl. 17.	júl. 26.	aug. 16.	aug. 23.
Egyedszám	128	485	99	313	174	274

6. táblázat: A kompakt lámpa által befogott rovarok egyedszáma a természetes helyszínen
Table 6: Number of insect individuals caught by compact lamp in the natural area

Fényforrás	Kompakt lámpa					
	jún. 11.	jún. 27.	júl. 18.	júl. 27.	aug. 17.	aug. 24.
Egyedszám	150	228	192	182	69	143

A vizsgálatba vont fénycsapdázási adatok alapján (az 5. és 6. táblázat) azt feltételeztem, hogy a természetes területen a Na-lámpa több egyedre vonz, mint a kompakt lámpa. A feltételezett állítás bizonyítását kétmintás-t próba segítségével végeztem az alábbi módon:

Átlagos egyedszám Na-lámpa esetén:	$x_1 = 245,5$	
Az egyedszám szórása Na-lámpa esetén:	$s_1 = 143,6033$	
Átlagos egyedszám kompakt lámpa esetén:	$x_2 = 160,6667$	
Az egyedszám szórása kompakt lámpa esetén:	$s_2 = 54,40466$	
Szignifikanciaszint:	$\alpha = 5\%$	
Hipotézisek:	$H_0: \mu_1 = \mu_2$	$H_1: \mu_1 > \mu_2$

A t-próbafüggvény (Student-féle t-eloszlásfüggvény) aktuális értéke: $t = 1,353$; t (kritikus) (a szignifikanciaszintnek megfelelő , táblázatból keresett érték) = 1,81. Elfogadási tartomány: $-\infty; +1,81$. A 1,353 beleesik az elfogadási tartományba, tehát a nullhipotézist fogadjuk el, vagyis a Na-lámpa ugyanannyi egyedre vonz a természetes területen, mint a kompakt lámpa (nincs szignifikáns különbség).

Ennek oka, hogy a megfigyelt napok egyedszámai között olyan nagy a szórás és kevés a megfigyelt napok száma, hogy emiatt az átlagos egyedszámokban mutatkozó különbség nem tekinthető szignifikánsnak.

Mivel a függetlenségvizsgálat eredménye azt mutatta, hogy a természetes területen jellemzően a HMLI-lámpa és a kompakt lámpa vonzza a rovarokat, azt a feltevést is megvizsgáltam, hogy a természetes területen a kevert lámpa szignifikánsan több egyedre vonz-e, mint a Na-lámpa.



Az előzőhöz hasonlóan a 4 szélső érték elhagyásával elvégezve a számításokat a feltevés igazolódott, vagyis a kevert lámpa szignifikánsan több egyedet vonz a természetes területen, mint a Na-lámpa.

ÖSSZEFOGLALÁS

Tanulmányomban arra akartam rámutatni, hogy az erdészeti fénycsapda-hálózatban alkalmazott Jermy-féle fénycsapdák eltérő megvilágítottágú területeken is alkalmasak tudományos megfigyelésre. Vizsgálataim célja a különböző fényforrástípusok rovarokra gyakorolt vonzó hatásának feltárása volt. Különböző környezeti területeken eltérő mesterséges fényforrásokkal végeztem fénycsapdázást, és az eredményeket statisztikailag kiértékeltem. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a három fényforrástípus 11 rendbe tartozó rovaregyedet vonzott, ezek közül kiemelkedő a kétszárnyúak (*Diptera*) és a kabócák (*Hemiptera*) rendje. A Na-lámpa által begyűjtött rovarokat 5, a HMLI-lámpa által vonzott rovarokat 4 és a kompakt lámpa befogott rovarokat 3 dominanciacsoportba lehet besorolni. A függetlenségvizsgálat arra mutat rá, hogy 5 %-os szignifikanciaszinten a fényforrás típusa és a helyszín, továbbá a fényforrás típusa és a rovarendek között egyértelmű szignifikáns kapcsolat van. A fénycsapdázások eredményei alapján javaslatokat lehet tenni arra, hogy melyek azok a fényforrástípusok, amelyek a közhasználatban (közterek, közutak stb.) kerülendők, egy nagyon fontos élőlénycsoport, az éjjel repülő rovarok veszélyeztetése szempontjából. Ez környezetvédelmi és természetvédelmi szempontból is kiemelkedő jelentőségű. A 2012. évi fénycsapdázás módszerei és eredményei a tanulmányban megfogalmazott következtetésekre adnak lehetőséget. A kutatás 2013-as évi tervében szerepel egyes rendek faji szintű meghatározása, ami a kutatási téma részletesebb feldolgozását teszi majd lehetővé.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Lakatos Ferenc egyetemi tanárnak, aki a tanulmány elkészítésében nélkülözhetetlen szakmai segítséget nyújtott. Külön köszönet illeti Nagy Anikót, a Nemzeti Közszolgálati Egyetem tanársegédjét az adatok statisztikai kiértékelésében nyújtott segítségéért.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Benedek P. és Jászainé V.E. 1968: Egy újabb kártevő (*Ceresa bubalus* (Fabricius), 1974) hazai elszaporodásának lehetőségei. *Növényvédelem*, 4 (2): 71–74.
- Bürgés Gy.; Gál J. és Eke K. 1976: A szelídgesztenye és tölgytermés kártevőinek előrejelzése. *Az Erdő*, 25 (2): 73–76.
- Dall'Asta U. 1997: Moths collected in the Kakamega forest (eastern Kenya) and a possible use of moths to characterise tropical forests. *Metamorphosis (Occasional Supplement)* 3: 98–104.
- FVM Erdészeti Főosztálya 2004: Magyarország erdőállományai 2004.
- Gaston, K. J.; Bennie, J.; Davies, T. W. and Hopkins, J. 2013: The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews, Cambridge Philosophical Society Issue* (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12036/citedby>)
- Herczig B. 1983: Miért repülnek a rovarok a mesterséges fényre? *Növényvédelem*, 19 (3): 111–118.
- Hirka A. 2011: A 2011. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2012-ben várható károsítások. *Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest*
- Hirka A.; Szabóky Cs.; Szócs L. és Csóka Gy. 2011: Az erdészeti fénycsapda-hálózat 50 éve. *Növényvédelem*, 47(11): 474–478.

- Járfás J. 1978: Különböző fénycsapdázási módszerek eredményessége a kukoricamoly- (*Ostrinia nubilalis* Hübner, 1796) rajzás megfigyelésében. *Növényvédelem*, 14 (10): 494–498.
- Koltay A. 2004: Erdővédelmi monitoring rendszerek Magyarországon. *Erdészeti Lapok*, 139(9): 270–272.
- Korpás A. 1996: Általános statisztika I. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Kovács L. és Delyné D.Á. 1967: A hazai nagylepke kártevők elterjedése és egyedszámuk területi változásai. *Növényvédelem*, 3 (1): 1–16.
- Leskó K.; Szentkirályi F. és Kádár F. 1999: A kis téli araszoló lepke (*Operopthera brumata* Linnaeus, 1758) hosszú távú (1962–1997) populáció-fluktuációinak jellemzése az erdészeti fénycsapda-hálózat mintavételei alapján. *Erdészeti Kutatások*, (89): 169–182.
- Matalin A.V. 1996: On using light-traps in ecological studies of Carabids (Coleoptera, Carabidae). (in Russian). *Zoologicheskyy Zhurnal*, 75(5): 744–756.
- Mészáros Z. 1966: Normál és ultraviola fénycsapdák Microlepidoptera anyagának összehasonlítása. *Folia Entomologica Hungarica*, 19 (3): 109–133.
- Nowinszky L. 2003: A fénycsapdázás kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely, 7–9.
- Nowinszky L. 2007: A Jermy-típusú fénycsapda gyűjtési távolsága fényszennyezett környezetben. *Növényvédelem*, 43 (1): 31–36.
- Nowinszky L. és Ekk I. 1996: Normál és UV fénycsapdák Macrolepidoptera anyagának összehasonlítása. *Növényvédelem*, 32 (11): 557–567.
- Rich, C. and Longcore, T. 2006: *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press: 281–292.
- Schwerdtfeger, F. 1977: *Ökologie der Tiere. Ein Lehrbuch in drei Teilen Band I. Autökologie. Die Beziehungen zwischen Tier and Umwelt*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin
- Szabóky Cs. és Leskó K. 2001: Vörösfenyő gubacsmoly *Cydia (Laspeyresia) zebeana* Ratzeburg, 1840 Magyarországon. *Erdészeti Tudományos Intézet Kiadványai*, 15: 17–119.
- Szontagh P. 1962: A fénycsapdák erdőgazdasági jelentősége. *Erdészeti Lapok*, 11 (11): 510–513.
- Tallós P. 1966: A fénycsapdák erdővédelmi jelentősége. *Erdészeti Lapok*, 15(3): 134–136.
- Vojnits A. 1968: Az *Autographa (Plusia) gamma* Linnaeus, 1758. (Noctuidae: Lepidoptera) nemzedékszám Magyarországon. *Folia Entomologica Hungarica*, 21 (14): 189–193.

Érkezett: március 21.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Sötétpikkelyes tuskógomba

Hazai viszonyok között a tuskógomba (*Armillaria*) fajok a legjelentősebb kórokozók közé tartoznak. A nemzetség különböző fajai jelentős szerepet töltenek be mind a lombos fafajok, mind a fenyők pusztulásában. A képen látható sötétpikkelyes tuskógomba (*Armillaria ostoyae*) a napjainkban újra fellépő lucfenyőpusztulás egyik jelentős tényezője.

Fotó és szöveg: Folcz Ádám

ADATOK A HAZAI TÖLGYEKEN ELŐFORDULÓ LEVÉLAKNÁZÓK PARAZITOID EGYÜTTESEINEK ISMERTÉHEZ

Szűcs Levente¹, Melika George² és Csóka György¹

¹Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály

²NÉBIH, Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság, Növény-egészségügyi
és Molekuláris Biológiai Laboratórium

Kivonat

A levélaknázók kiváló modellcsoport a többszintű interakcióknak, illetve a parazitoidjaik népességszabályzó képességének tanulmányozására. A közép-európai, de főként a hazai aknázómoly fauna parazitoidjainak összetételével célirányosan csak néhány hazai szakirodalom foglalkozik. 2011-ben és 2012-ben 4 tölgyfajról 9 levélaknázó faj parazitoid együtteseit vizsgáltuk egyedi neveléssel. A két évben összesen 1936 mintát gyűjtöttünk tölgyekről. Ezekből összesen 28 parazitoid fajt sikerült kinevelni, ami meglehetősen jó eredménynek számít. Saját nevelési adatainkat a szakirodalmi adatokkal összehasonlítva megállapítottuk, hogy eredményeink számos esetben új gazda-parazitoid kapcsolatokat bizonyítanak.

Kulcsszavak: parazitoid együttesek, aknázó rovarok, *Phyllonorycter*, *Tischeria*, *Rynchaenus*, *Profenusa*, *Quercus*

DATA ON THE PARASITOID COMPLEXES OF LEAF MINING INSECTS ON OAKS

Abstract

Leaf miners are good models to study multitrophic interactions, including the regulating potential of their parasitoids. Only a few works have been published concerning the parasitoids of the Central European and Hungarian leaf miners. In 2011 and 2012 we studied the parasitoid complexes of 9 leaf mining species developing on 4 different species of oaks. The samples were kept in individual rearings. In the two years we collected 1,936 samples. From these rearings 28 different parasitoid species have emerged. After comparing our rearing results with those in the scientific literature, we have concluded that our results include novel and unpublished host-parasitoid associations.

Keywords: parasitoid complexes, leaf miners, *Phyllonorycter*, *Profenusa*, *Tischeria*, *Rynchaenus*, *Quercus*



BEVEZETÉS

A természetes ellenségek kiemelkedő szerepet töltenek be a herbivor rovarok populációinak szabályozásában, ezért ökológiai és ökonómia szempontból is nagy jelentőségük lehet. Az aknázómolyok természetes ellenségeinek legjelentősebb csoportját a hártýásszárnyúak (*Hymenoptera*) rendjébe tartozó parazitoid darazsak adják (Askew and Shaw 1974). Legtöbbjük – gazdáik méretéhez igazodva – a rend legkisebb fajai közé, a fémfürkészek (*Chalcidoidea*) családsorozatába tartozik (Askew and Shaw 1986).

A fémfürkészek közül a karcsú fémfürkészek (*Eulophidae*) család fajai a legjelentősebbek. A család meglehetősen fajgazdag, eddig mintegy 3900 fajukat írták le (Grissel és Schauff 1990; Gibson és mtsai 1997). Az Európában élő fajok túlnyomó többsége nálunk is előfordul, jelentős részüket Magyarországról írták le (Erdős 1971). A legtöbb fajt mezőgazdasági szempontból is jelentős kártevők parazitoidjaiként tartják nyilván (Erdős 1971). Az aknázók parazitoidjai között ezen kívül még valódi fürkészeket (*Hymenoptera: Ichneumonidae*), illetve gyilkosfürkészeket (*Hymenoptera: Braconidae*) is találunk.

A közép-európai, de főként a hazai őshonos aknázómoly fauna parazitoidjainak összetételével célirányosan csak néhány hazai szakirodalom (Erdős 1971; Szócs 1959, 1965, 1979) foglalkozik. A hasonló nevelések javarészt kifejezetten a mezőgazdaságban kártevő (Jermy és Balázs 1993; Volter és Kenis 2006; Marcovic és Stojanovic 2012) jövevény és inváziós aknázómolyok élősködőire irányultak (Balázs és Thuróczy 2000; Csóka és mtsai 2009a, b).

ANYAG ÉS MÓDSZER

2011-ben 636, 2012-ben pedig 1300, azaz összesen 1936 mintát (levélaknát) gyűjtöttünk tölgyekről (1. táblázat).

Mindkét év mintavételi ideje lefedte a vizsgált aknázók levélben töltött időszakát (V. hónaptól a IX-ig). 2011-ben a mintavételezésnek 6 (Mátrafüred – 4 terület, Nyírjes, Galgamácsa), 2012-ben pedig 11 helyszíne (Mátrafüred – 4 terület, Mátraháza – 3 terület, Bogács, Gödöllő, Kiszána, Mátraszőlős, Noszvaj, Nyírjes, Sopron, Szentendre (Lajos-forrás) és Vágáshuta) volt.

A terepen begyűjtött aknázott levelekből laboratóriumban a nevelésre való előkészítés során az aknákat sérülésmentesen kivágtuk, és pár óra szikkasztás után egyedileg címkézett, szellőző nevelőfiolákba helyeztük. A parazitoidok egyedi kinevelését általában kevesen végzik, mert igen idő- és munkaigényes, ugyanakkor számos vitathatatlan előnye van. Egyedi neveléssel jelentősen csökkenthető a minták „szennyeződésének kockázata”, azaz a nevelésből csak olyan parazitoid fog kikelni, ami valóban az aknában fejlődött. Tömeges nevelés esetén óhatatlanul lombfogyasztó rovarok (lepkék, bogarak) különböző fejlődési stádiumú (pete, lárv) egyedei is a levélen maradhatnak, így a bennük kifejlődő parazitoidokat gyakran tévesen a levélaknázók parazitoidjaiként azonosítják. További előnye ennek a vizsgálati módszernek, hogy lehetővé teszi az egy-egy aknában kifejlődött parazitoidok számának, ivararányának megbízható meghatározását. Ezen túl számos további olyan információt is nyújthat, amely tömegneveléssel nem tudható meg. Megjegyzendő, hogy a legtöbb vonatkozó publikációban található fajlisták többnyire tízezres nagyságrendű tömegnevelésekből származnak.

A minták egy részéből sem a gazdarovar, sem pedig parazitoid rovar nem kelt ki. Az elpusztult mintákból lehetetlen megállapítani, hogy az parazitált volt-e vagy sem. A parazitáltsági százalék megállapításánál csak azokat a mintákat használtuk fel, melyekből valamilyen rovar kikelt.

A neveléseket 2-3 naponta ellenőriztük. A kikelt parazitoidokat alkoholban, míg az aknázók imágóit vattában, fiolákban tároltuk. A kikelt parazitoidokat George Melika határozta fajra, ha erre nem volt lehetőség, akkor nemre, illetve családra. Az aknákat morfológiájuk alapján határoztuk meg a Szócs (1977), Lastuvka és Lastuvka (1997), valamint Csóka (2003) munkái alapján. A kikelt aknázómolyokat ellenőrzésképpen szintén meghatároztuk, a kétes esetekben Szabóky Csaba nyújtott segítséget.

1. táblázat: A nevelések összesített eredményei a két évben (2011 és 2012)
 Table 1: Summary of the results of our rearings in 2 years (2011 and 2012)

	2011											2012										
	<i>Profenusa pygmaea</i>	<i>Phyllonorycter heegerella</i>	<i>Phyllonorycter quercifoliella</i>	<i>Phyllonorycter roboris</i>	<i>Phyllonorycter abrasella</i>	<i>Tischeria ekebladella</i>	<i>Tischeria dodonaea</i>	<i>Stigmella</i> spp.	<i>Tischeria decidua</i>	<i>Acrocercops brongniardella</i>	<i>Ectoedemia albifasciata</i>	<i>Orchestes pilosus</i>	<i>Profenusa pygmaea</i>	<i>Phyllonorycter heegerella</i>	<i>Phyllonorycter quercifoliella</i>	<i>Phyllonorycter roboris</i>	<i>Stigmella</i> spp.	<i>Tischeria ekebladella</i>	<i>Tischeria dodonaea</i>	<i>Tischeria decidua</i>	INDET (nem meghatározott)	
Összes mintaszám	23	203	149	128	6	118	7	0	2	15	1	47	36	28	70	196	5	831	55	5	11	

EREDMÉNYEK

Össességében 2 év alatt 9 aknázó fajból 28 parazitoid faj 377 példányát tudtuk kinevelni. A minták egy része a nevelés ideje alatt elszáradt, befülledt, vagy egyéb okok miatt megsemmisült, tehát nem kelt ki sem az aknázó imágója, sem a parazitoid. Ezért a parazitáltsági százalék számításánál ezeket a mintákat figyelmen kívül hagytuk. Így a vizsgálható minták száma 446 db volt, ennek parazitáltsága 59% (2. táblázat).

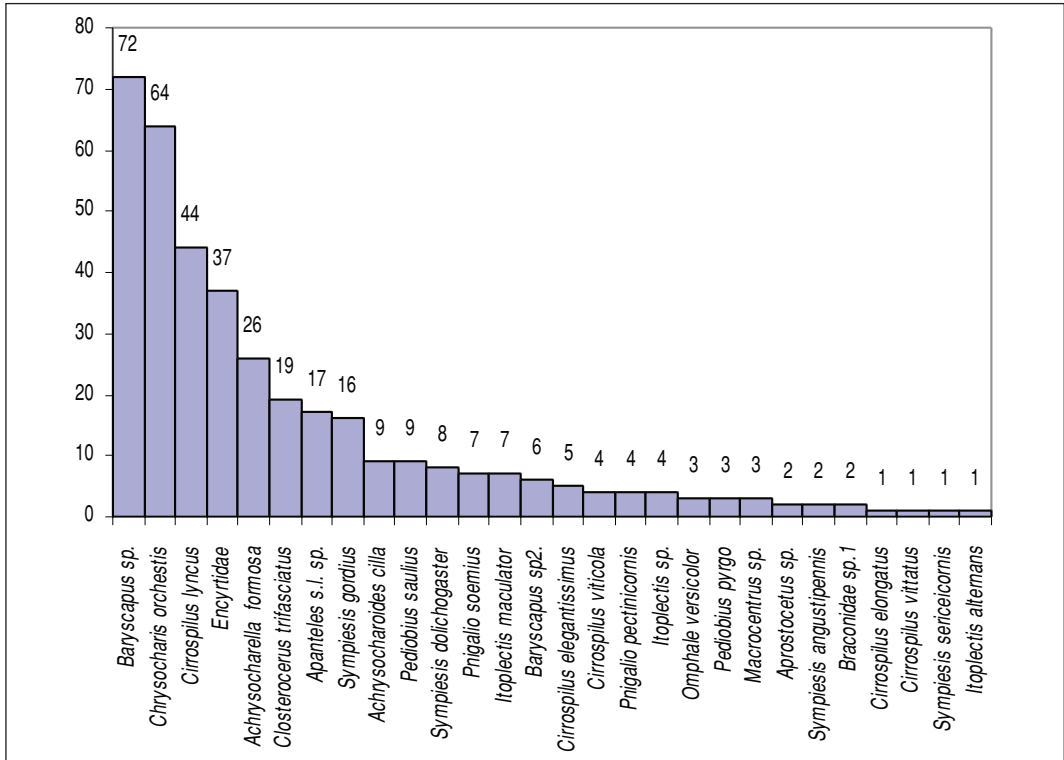
A legnagyobb egyedyszámmal és fajszámmal (21) a karcsú fémfürkészek (*Eulophidae*) család tagjai képviselték magukat. A valódi fürkészek (*Ichneumonidae*), valamint a gyilkosfürkészek (*Braconidae*) közül további 3–3 fajt sikerült azonosítani. A 2011-es évben két aknázómolyból neveltünk egy-egy szívárványfémfürkész fajt (*Encyrtidae*) is. Mindössze 5 olyan fajt találtunk, amelyet mindkét évben ugyanazon gazdából neveltünk ki. A kinevelt parazitoidok egyedyszám szerinti rangsorát az 1. ábrán mutatjuk be.

 2. táblázat: A nevelések parazitáltsági aránya
 Table 2: Parasitization rates of our rearings

	2011	2012	Összesen
Kikelt parazitoid fajok száma	18	17	28
Parazitoidos minták száma	87	177	264
Parazitáltság (%)	54	62	59

A mintákban a leggyakoribb és nagy tömegben kikelt fajok a *Tetrastichinae* alcsaládba tartozó *Baryscapus* (Forster, 1856) parazitoidok, melyek az *Eulophidae* család legváltozatosabb fajai (Erdős 1971). Nagy fajszámuk miatt nagyon nehéz őket meghatározni. A nem tagjai Közép-Európában és világszerte elterjedtek (Noyes 2012). Elsődleges parazitoidjai a *Gracillariidae* családba tartozó aknázómolyoknak, és néhány esetben hiperparazitoidjai egyes gyilkosfürkészeknek (Erdős 1971). A faj mintáinkban mindkét évben jelen volt, főként a *Phyllonorycter* és a *Tischeria* aknában. A *Chrysocharis orchestis* (Ratzeburg, 1844) a második a legnagyobb számban kinevelt parazitoid, melyet főként a *Tischeria ekebladella* (Bjerkander, 1795) aknákból neveltünk ki. A *Cirrospilus* nem fajai főként levélaknázó molyokról nevelhetők (Erdős 1971; Noyes 2012). Az Európában leírt fajok Magyarországon is megtalálhatók. A *Cirrospilus lynceus* (Walker, 1838) (2. ábra – balra) nagyon sok gazdaállattal rendelkezik. Eddig több mint 15 különböző tápnövényről származó, főleg *Phyllonorycter* aknázómolyokból nevelték ki (Erdős 1971). A *C. viticola* (Rondani, 1877) faj leírását Erdős (1971) nem közli. Az *Achrysocharoides cilla* (Walker, 1839) nálunk

mindenhol gyakori. A fajt Erdős (1971) szerint *Phyllonorycter schreberella* (Fabricius, 1781) (*Ulmus*), valamint egy akkor még meg nem határozott *Phyllonorycter*ből (*Quercus*) nevelték ki. A londoni Természettudományi Múzeum adatbázisa (Noyes, 2012) szerint *Phyllonorycter maestingella* (Müller, 1764) (*Fagus*) és *T. ekebladella* (*Quercus*) fajokon él. Eredményeink szerint előfordul a *Phyllonorycter roboris* (Zeller, 1839), a *Ph. quercifoliella* (Zeller, 1839), a *Ph. heegeriella* (Zeller, 1846) aknázómolyokon és a *Profenusa pygmaea* (Klug, 1816) levélaknázó darázson is. A *Sympiesis gordius* (Walker, 1839) szintén gyakori és elterjedt faj hazánkban. Jellemző parazitoidja a *Phyllonorycter* fajoknak. Saját mintáinkban is a *Ph. quercifoliella* és a *Ph. roboris* aknázókon fordult elő.



1. ábra: A kinevelt parazitoidok egyedszám szerinti rangsora

Fig. 1: The frequency rank of the parasitoid species of the samples

A *Phyllonorycter* aknázómolyok parazitoidjai

A két évben összesen 20 karcsú fémfürkész fajt (*Eulophidae*), 1 szivárványfémfürkész fajt (*Encyrtidae*), illetve 2 gyilkosfürkész (*Braconidae*) fajt sikerült azonosítani (3. táblázat). Utóbbiakat egyelőre csak génusz szintig. A *Cirrospilus* nem fajai gyakorinak mondhatók, az egész világon elterjedtek és a levélaknázók tipikus parazitoidjaiként tartják számon őket (Erdős 1971). A mintáinkban kevés aknából kelt ki a *C. elegantissimus* (Westwood, 1832) és a *C. elongatus* (Boucek, 1959).

Utóbbiról Erdős (1971) azt írja, hogy nálunk csak a budai Sas-hegyről gyűjtötték, illetve a gazdaállata melegebb vidékek fűfajain él. A *C. lynceus* gyakori polifág faj, de főként levélaknázó molyokról ismert. A *C. vittatus* (Walker, 1837) szintén polifág, azonban az aknázómolyok mellett aknázó darazsak, illetve aknázó ormányosok (pl. *Rynhaenus fagi* (Linnaeus 1758)) lárváiban is fejlődhet (Erdős 1971).

3. táblázat: A különböző tölgyfajokon élő *Phyllonorycter* aknázómolyokról kinevelt parazitoidok egyedszámai
 Table 3: Number of the parasitoids reared from different oak mining *Phyllonorycter* species

Kikelt parazitoidok	Gazdanövény		Q. cerris		Q. petraea		Q. pubescens
	Levélaknázó faj	Ph. quercifoliella	Ph. roboris	Ph. heegeriella	Ph. quercifoliella	Ph. roboris	Ph. quercifoliella
<i>Eulophidae</i>							
<i>Aprostocetus</i> sp.		1				1	
<i>Achrysocharoides cilla</i>				1	1	2	
<i>Achrysocharella formosa</i>				1	15	8	
<i>Baryscapus</i> sp.1		8		21	6	8	1
<i>Cirrospilus elegantissimus</i>				5			
<i>Cirrospilus elongatus</i>					1		
<i>Cirrospilus lynceus</i>				3	7	8	
<i>Cirrospilus viticola</i>				1	2	1	
<i>Cirrospilus vittatus</i>		1					
<i>Chrysocharis orchestis</i>						1	
<i>Closterocerus trifasciatus</i>			2	2		5	2
<i>Omphale versicolor</i>		3					
<i>Pediobius pyrgo</i>			2				1
<i>Pediobius saulius</i>		3			1	1	
<i>Pnigalio pectinicornis</i>				1			
<i>Pnigalio soemius</i>						2	
<i>Sympiesis angustipennis</i>				2			
<i>Sympiesis dolichogaster</i>		2			2	2	
<i>Sympiesis gordius</i>		4			2	4	
<i>Sympiesis sericeicornis</i>				1			
<i>Braconidae</i>							
<i>Braconidae</i> sp.					1		
<i>Apanteles</i> sp.					2	15	
<i>Macrocentrus</i> sp.					1	2	

Egy másik, gyakori fajokból álló nem a *Sympiesis*. Ebből a nemből 4 fajt azonosítottunk. Így például a *S. angustipennis* (Erdős, 1954), melyet hazánkból írtak le. Gazdaállatként az árvalányhajban (*Stipa*) aknázó *Elachista* molyok vannak megjelölve (Erdős 1971), azonban a londoni Természettudományi Múzeum fémfürkész adatbázisa (Noyes 2012) e fürkészdarázsról egyáltalán nem ismertet semmilyen gazda/parazitoid kapcsolatot. A *S. gordius* (Walker, 1839), a *S. sericeicornis* (Nees, 1834) és a *S. dolichogaster* (Ashmead, 1888) fajok is tipikus parazitoidjai a *Gracillariidae* család fajainak (Erdős 1971, Noyes 2012).



2. ábra: Nőstény parazitoidok: *Cirrospilus lyncus* (balra) és *Chrysocharis orchestis* (jobbra)
 Fig. 2: Female *Cirrospilus lyncus* (left) and *Chrysocharis orchestis* (right) parasitoid

4. táblázat: A tölgyeken élő *Tischeria* aknázómolyokból kinevelt parazitoidok
 Table 4: Parasitoids reared from different oak mining *Tischeria*

Kikelt parazitoidok	Gazdanövény			Q. petraea		
	Levélnázó faj	<i>Q. cerris</i>	<i>Q. robur</i>	<i>T. dodonaea</i>	<i>T. ekebladella</i>	<i>T. decidua</i>
<i>Eulophidae</i>						
<i>Achrysocharoides formosa</i>			2			
<i>Baryscapus</i> sp.1			5	17	1	1
<i>Baryscapus</i> sp.2			6			
<i>Cirrospilus lyncus</i>			12	2		1
<i>Chrysocharis orchestis</i>	1	35	18			9
<i>Closterocerus trifasciatus</i>			5			2
<i>Pediobius saulius</i>				3		
<i>Pnigalio pectinicornis</i>				2		
<i>Pnigalio soemius</i>			1	4		
<i>Sympiesis dolichogaster</i>				2		
<i>Sympiesis gordius</i>			2	4		
<i>Ichneumonidae</i>						
<i>Itoplectis</i> sp.			2	2		
<i>Itoplectis alternans</i>			5	2		
<i>Itoplectis maculator</i>				1		

A mintáinkból származó *Pediobius* fajok, köztük a *Pediobius pyrgo* (Walker, 1839) és a *P. saulius* (Walker, 1839) életmódja nagyon változatos. Megtalálhatók szinte minden aknázóban (Erdős 1971). A *Pnigalio pectinicornis* (Linnaeus, 1758), valamint a *P. soemius* (Walker, 1839) szintén főként aknázókon élősöknek, bár sem Erdős (1971), sem Noyes (2012) nem említi a *P. soemius* előfordulását a tölgyön élő, általunk vizsgált 3 *Phyllonorycter* fajon.

Az *Achrysocharella formosa* (Westwood, 1833)-hoz csak a *Ph. roboris*-t társítják a szakirodalomban, azonban eredményeink szerint megtalálható még a *Ph. heegeriella* és a *Ph. quercifoliella* aknázómolyokon is. Az *Omphale versicolor* (Nees, 1834) parazitoidot egyik irodalom sem említi a tölgyön élő *Phyllonorycter* fajok parazitoidjaiként. Igaz, eddig csak 3 db, tölgyről származó mintából sikerült kinevelni 2011-ben, mégpedig a *Ph. quercifoliella* aknázóból. Az *Eulophidae* család fajain kívül még két, eddig faj szinten még meghatározatlan gyilkosfűrkeszt neveltünk ki *Ph. roboris* és *Ph. quercifoliella* aknákból.

A *Tischeria* fajok parazitoidjai

Hazánkban 3 *Tischeria* faj él tölgyeken. Ezek felszíni aknákat készítenek, benne bábkamrával, ebben is telelnek át. A 3 fajból (*T. ekebladella*, *T. dodonaea* (Stainton, 1858), *T. decidua* (Wocke, 1876)) az *Eulophidae* (11 faj), az *Encyrtidae* (1 faj) és az *Ichneumonidae* (3 faj) családok fajai keltek ki (3. táblázat).

A legtöbb parazitoidot a *T. ekebladella* aknázóból azonosítottuk (4. táblázat).

A 11 karcsú fémfűrkeszt közül az *A. formosa* és a *S. dolichogaster* parazitoid fajokra vonatkozóan nem találtunk adatot sem a hazai, sem pedig a nemzetközi szakirodalomban.

A valódi fűrkeszték közül az *Itoplectis maculator* (Fabricius, 1775) és az *I. alternans* (Gravenhorst, 1829), valamint egy, még nem azonosított *Itoplectis* fajt sikerült kinevelni. A hazai szakirodalomban (Bajári 1960) még nem említik mint az aknázó molyok parazitoidját, de a külföldi irodalomban a *Cameraria ohridella* (Deschka et Dimic, 1986) (Volter és Kenis 2006) és a *Phyllonorycter platani* (Staudinger, 1870) (Markovic és Stojanovic 2012) fajok bábparazitoidjaként említik őket.

A *Profenusa pygmaea* aknászdarázs parazitoidjai

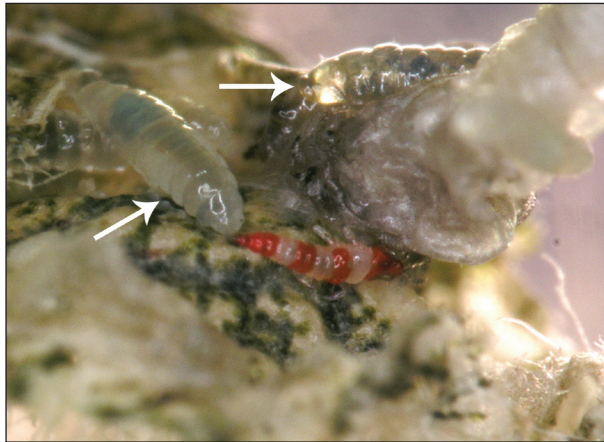
A *P. pygmaea* tölgyaknász levéldarázs (*Tenthredinidae*) 3 parazitoidját sikerült kinevelni. Az *Eulophidae* családba tartozó *A. cilla* és a *P. pectinicornis* karcsú fémfűrkeszt, illetve egy fajra meg nem határozott gyilkosfűrkeszt. Schönrogge és Altenhofer (1992) nem közöl adatokat az *A. cilla* parazitoid *P. pygmaea* levélaknázóból való kinevelésére vonatkozóan.

5. táblázat: A *P. pygmaea* aknászdarázs aknáiból kinevelt parazitoidok
Table 5: Parasitoid species reared from mines of the *P. pygmaea* sawfly

Kikelt parazitoidok	Gazdanövény	<i>Q. cerris</i>	<i>Q. petraea</i>	<i>Q. pubescens</i>
<i>Eulophidae</i>				
<i>Achrysocharoides cilla</i>		1	4	
<i>Closterocerus trifasciatus</i>			1	
<i>Pnigalio pectinicornis</i>				1
<i>Braconidae</i>				
<i>Braconidae</i> sp.			1	

A *Rynhaenus quercus* parazitoidjai

Az évente egy generációs, tölgyeken élő aknázó ormányos (*Coleoptera: Curculionidae*) Európában igen elterjedt faj, parazitoidjait azonban kevés szakirodalom taglalja. A hazaiak közül Erdős (1971) számol be a legtöbb fajról, melyek többsége az *Eulophidae* fémfürkész családból kerül ki. A neveléseinkből előkerült egy, fajra még meghatározatlan *Baryscapus* faj (3. ábra), egy *P. saulius*, melyek mind fellelhetők a nemzetközi és a magyar szakirodalomban is. Továbbá egy *C. lyncust*, a karcsú fémfürkészek (*Eulophidae*) családjába tartozó fajt találtunk, melyet a szakirodalom nem említenek.



3. ábra: *Baryscapus* sp. tömeges ektoparazitoid lárvák a *R. quercus* aknázón
Fig. 3: Gregarious larvae of the ectoparasitoid, *Baryscapus* sp. on larva of *R. quercus* leaf miner

ÖSSZEFOGLALÁS

A 2011-ben és 2012-ben 4 tölgyfajról gyűjtött 9 aknázó faj 1936 levélaknáját neveltük egyedi neveléssel. Ezekből 28 parazitoid faj 377 egyedét azonosítottuk be. Néhány parazitoid faj még határozásra vár. A kinevelt fajok döntő többsége az *Eulophidae* családba tartozik. Ezek mellett kisebb számban találtunk gyilkosfürkészeket (*Braconidae*) és valódi fürkészeket (*Ichneumonidae*) is.

Eddigi eredményeink alapján a tölgyön élő aknázómolyok parazitoidegyüttese számottevően nem tér el a külföldi szakirodalomban leírtaktól, azaz a mintáink között nem találtunk sem fajra, sem faunára új parazitoid fajt. Az eddig azonosított 28 fajról elmondható, hogy általánosan elterjedt és gyakori. Megjegyzendő azonban, hogy már eddigi 2 éves neveléseink is több, eddig nem regisztrált gazda/parazitoid kapcsolatot tártak fel. Munkánk folytatásával várhatóan növekedni fog a kinevelt parazitoidok fajszáma és az újonnan feltárt gazda/parazitoid kapcsolatok száma is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Munkánkat az OTKA 84096 (Levélaknázók parazitoid együtteseinek egyes lombos erdőkben) és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV (Silva naturalis) kutatási projektek támogatták.

Köszönet illeti Szabóky Csabát a problémás aknázómolyok meghatározásával nyújtott segítségével.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Askew, R. R. and Shaw, M. R. 1974: An account of the *Chalcidoidea* (Hymenoptera) parasitising leaf-mining insects of deciduous trees in Britain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 6: 289–335.
- Askew, R. R. and Shaw, M. R. 1986: Parasitoid Communities: Their Size, Structure and Development. 225–264. In: Waage, J and D Greathead, D. (eds.) 1986: Insect Parasitoids, <http://www.elsevierdirect.com/imprint.jsp?id=5>
- Bajári E. 1960: Fűrészdarázsk alakúak I – *Ichneumonidea* I. Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae 4. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Balázs K. és Thuróczy Cs. 2000: A *Cameraria ohridella* Deschka et Dimič parazitáltsága a környezet diverzitásának függvényében. *Növényvédelem*, 36 (6): 281–287.
- Csóka Gy. 2003: Levélaknák és levélaknázók. Agroinform kiadó, Budapest. pp. 192
- Csóka Gy.; Hirka A.; Mikó I.; Péntes Zs. és Melika G. 2009a: A *Phyllonorycter robiniella* Clemens, 1859 és a *Parectopa robiniella* Clemens, 1863 parazitoidjai Magyarországon. *Növényvédelem*, 45 (4): 191–195.
- Csóka, Gy.; Hirka, A.; Mikó, I.; Matosevic, D. and Melika, G. 2009b: Parasitoid assemblages of two invading blacklocust leaf miners, *Phyllonorycter robiniella* (Clemens, 1859) and *Parectopa robiniella* (Clemens, 1859) in Hungary. *Periodicum Biologorum*, 111(4): 405–411.
- Erdős J. 1971: Fémfűrészszek VIII – *Chalcidoidea* VIII. Magyarország állatvilága – Fauna Hungariae 9. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Gibson, A. P., Huber, J. T. and Wooley, J. B. 1997: Annotated keys to genera of Nearctic Chalcidoidea. NRC Research Press, Ottawa, 794.
- Grissel, I. E. and Schauff, M. E. 1990: A handbook of the families of Nearctic Chalcidoidea (Hymenoptera). Entomological Society of Washington, Washington DC., 85.
- Jermy T. és Balázs K. 1993: A növényvédelmi állattan kézikönyve 4/a. Akadémia Kiadó, Budapest, 95–103.
- Lastuvka, A. & Lastuvka, Z. 1997: Nepticulidae Mitteleuropas: Ein illustrierter Begleiter. Brno: Konvoj.
- Marcovic, C. and Stojanovic, A. 2012: Parasitoids of *Phyllonorycter platani* (Staudinger) (Lepidoptera, Gracillariidae) in Serbia. *Journal of Plant Studies*, 1(1): 79–84.
- Noyes, J.S. 2012: Universal Chalcidoidea Database. World Wide Web electronic publication. <http://www.nhm.ac.uk/chalcidoids>
- Schönrogge, K. and Altenhofer, E. 1992: On the biology and larval parasitoids of the leaf-mining sawflies *Profenusa thomsoni* (Konow) and *P. pygmaea* (Konow) (Hym., Tenthredinidae). *Entomologist's Monthly Magazine*, 128: 99–108.
- Szöcs, J. 1959: The Parasitization of Mining Moths. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 5(1–2): 147–164.
- Szöcs, J. 1965: The Parasites of Mining Moths. *Folia Entomologica Hungarica*, 18: 123–151.
- Szöcs J. 1977: Lepidoptera aknák – és gubacsok. Fauna Hungariae 125. Akadémia Kiadó, Budapest.
- Szöcs, J. 1979: Angaben zu den Parasiten der minirenden Motten (Hymenoptera: Braconidae). *Folia Entomologica Hungarica*, 32(2): 199–206.
- Volter, L. and Kenis, M. 2006: Parasitoid complex and parasitism rates of the horse chestnut leafminer, *Cameraria ohridella* (Lepidoptera: Gracillariidae) in the Czech Republic, Slovakia and Slovenia. *European Journal of Entomology*, 103: 365–370.

Érkezett: 2013. április 3.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28



„Rémkatica”

A rendkívül változatos megjelenésű harlekinkatica (*Harmonia axyridis*) a balul sikerült biológiai védekezési programok egyik aktuális iskolapéldája. Üvegházi levéltetvek elleni védekezés céljából, őshazájából, Kelet-Ázsiából több alkalommal betelepítették Európába. Bő 10 éve robbanásszerűen terjeszkedni kezdett, mára már kontinensünk jelentős részét meghódította. Magyarországon először 2008 februárjában, Szigetszentmiklóson került elő. Szaporább, mint a legtöbb őshonos katicánk, kompetíciós képessége is jobb, így sok helyről kiszorítja azokat. Telelésre készülő példányai ősszel tömegesen lephetik el a lakóházakat is, ahol résekben, ablaktokokban, villanyóra szekrényekben vészlelik át a telet. Önvédelmi céllal kiválasztott testnedvei rosszízűek, ezért ragadozója is kevés van.

Fotó és szöveg: Csóka György

A VADDISZNÓ (*SUS SCROFA*) SZAPORULATÁNAK ALAKULÁSA EGY SZABADTERÜLETI POPULÁCIÓBAN

Náhlík András, Sándor Gyula és Tari Tamás

Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

Kutatásunk során vaddisznók (*Sus scrofa*) esetében becsültük a születési arányszámot az egyéni vagy társas vadászaton elejtett kocák méhében fellelhető magzatok száma alapján. A vemhesség korai szakaszában a petefészekben megszámlálható sárgatest száma alapján becsültük a magzatszámot, a sárgatest számát megszorozva a magzat/sárgatest aránnyal. A születési arányt korcsoportonként külön-külön vizsgáltuk. Az életkort a fogkopások alapján becsültük. A szaporulat túlélését közvetlen megfigyelésekkel becsültük, megfigyelve a kondákat és megszámlálva a malac/koca arányt. A módszer csak a nyári túlélés megbecslésére alkalmas, mivel a 8–9. hónapban a kondák már kezdenek fölbomlani. A megbecsült átlagos születési arány 6,7-nek adódott (N=51). Pozitív lineáris kapcsolatot találtunk a születési arányszám és a koca kora között, a születési arányszám és a koca testtömege között, illetve a születési arányszám és a koca testhossza között. A vemhesség késői szakaszában a magzat/sárgatest arány $0,83 \pm 0,15$ -nek bizonyult. A kocák malacfelnevelési sikeressége alacsony volt, a malacok több mint a fele pusztult el szeptember végéig. A legmagasabb halálozási arány a malacok néhány hetes korában következett be.

Kulcsszavak: születési arány, malacok túlélése, méhen belüli halálozás, szaporulat, vaddisznó

BIRTH RATE AND OFFSPRING SURVIVAL IN A FREE-RANGING WILD BOAR *SUS SCROFA* POPULATION

Abstract

We have estimated birth rate in wild boar *Sus scrofa* by counting embryos in the uterus of females killed in the course of individual or drive hunts. Counting corpora lutea in the ovaries gave information, on embryo/corpus luteum rate, which can be useful for estimating birth rate in early stages of pregnancy. In the latter cases we multiplied the number of corpus luteum by the embryo/corpus luteum rate to estimate the birth rate. Birth rate was estimated in different age groups, separately. Age was estimated by means of teeth wear. Survival was estimated by direct observations counting the piglet/female ratio in matrilineal groups. The method is suitable for assessing summer survival only, as 8–9 month after birth matrilineal groups begin to disintegrate. Average estimated birth rate was 6.7 (N=51). We found positive linear relationship between conception rate and age of female, conception rate and body mass, respectively. In late stages of pregnancy, embryo/corpus luteum rate proved to be 0.83 ± 0.15 . Recruitment of piglets to the female population was low: more than half of them perished by the end of September. The highest mortality rate occurred in the first weeks of the piglets' lives.

Keywords: birth rate, piglet survival, pre-natal mortality, recruitment, wild boar



BEVEZETÉS

A nagyvadállomány, így a vaddisznó populációk tervezése során is, kiinduló adatként az ökonómiai vadeltartó képességet, a populáció létszámát és a nőnemű egyedekre vonatkoztatott szaporulatot veszik figyelembe. Az olyan megbízhatatlan populáció-paraméterek miatt, mint a sűrűség, a születési arány és a szaporulat túlélése, a tervezés az esetek többségében nagyon leegyszerűsített, általában egy tapasztalati populációnövekedési indexszel számolják ki a szaporulat mennyiségét. Ugyanakkor az eltérések a szaporulat számában túl nagyok lehetnek ahhoz, hogy a tervezésnél figyelmen kívül hagyjuk ezt a tényt. Ezek az eltérések nemcsak nagyobb térségekben, például Európa különböző szélességi fokai mentén (Sáez-Royuela és Telleria 1987), de még egyes országokon belül is jellemzőek (Andrzejewski és Jezierski 1978; Heltay és mtsai 1981; Kóhalmi 1979; Melis és mtsai 2006).

Másrészt, mivel a vehemszám a kor függvényében változik (de Vos és Sassani 1977; Pedone és mtsai 1991; Ahmad és mtsai 1995), az állomány korösszetételének ismeretét nem hanyagolhatjuk el.

Az is jól ismert, hogy a szaporulat felnevelési sikerességének éves változásai nagyok lehetnek, és nagyban függenek a makkterméstől (Briedermann 1971; Ahrens 1984; Aumaitre és mtsai, 1984; Groot Bruinderink és Hazebroek, 1994; Bieber és Ruf 2005).

A fenti megállapítások azt támasztják alá, hogy az aktuális születési és halálozási adatokat nem lehet figyelmen kívül hagyni, különösen azért, mivel az utódok a korai életszakaszban erősen veszélyeztetettek (Martys 1982; Boisaubert és Klein 1984). Kutatásunknak célja volt, hogy megfelelő módszereket találjunk a vadgazdálkodási gyakorlat számára a szaporító kocák születési arányszámának becslésére. Célunk volt továbbá a malacok születés utáni és a nyári túlélésének meghatározása.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Kutatási terület és időszak

A kutatást a Mezort Zrt.-hez tartozó Lajta-Hanság Mezőgazdasági Zrt. két üzemi vadászterületén végeztük. A terület kiterjedése 47 030 ha, ebből 11 800 ha erdő és 35 113 ha mezőgazdasági kultúra. Az erdők jellemzően keménylombosak, a kiterjedt mezőgazdasági kultúrák és a 220 ha művelt vadföld ideális élőhely a vaddisznó számára. A terület vízellátása is jó, hiszen egy csatorna átfolyik rajta, és néhány tó is található. Egész évben jelentős mennyiségű kiegészítő takarmány áll rendelkezésre főként a szőrőkon, jellemzően kukorica és búza. A kijuttatott szemestakarmány nagy mennyiségű, becslésünk szerint 1400 kg/nap, ez 500 vad-disznóra, 400 gímszarvasra és 500 özre jut. A havas napok átlagos száma 20, a hótakaró vastagsága csekély, az átlagos téli középhőmérséklet 3 °C. A kutatás során a születési arányszám vizsgálatát és a felnevelt szaporulat becslését két éven keresztül végeztük. A vizsgálat két évében az eredményeinket befolyásoló szélsőséges időjárási esemény nem volt.

A születési arányszám becslése

A vadászati idényben december és január között elejtett nőnemű egyedek magzatszámát határoztuk meg. Vagyis a születési arányszámot az egy vemhes kocára eső szaporulatszámmal jellemeztük, mivel a mintagyűjtésnél nem lehetett eldönteni, hogy a vemhesülés hiánya a korai elejtésnek vagy a fogamzás elmaradásának köszönhető. Az elejtést követően a következő szerveket gyűjtöttük be: méh, petefészek és az alsó állkapocs. Megvizsgáltuk és megmértük a petefészket és a sárgatesteket. Megszámoltuk a méhben talált magzato-

kat, meghatároztuk ivarukat, és megmértük a tömegüket. A vemhesülés időpontját a magzat tömegéből számítottuk ki az alábbi képlet segítségével: $T = (W^{1/3} + 2,3377) / 0,097$ (Vericad 1983). A születési arányszám becslésekor azt feltételeztük, hogy miután majdnem két hónapos a vemhesség (magzati testtömeg: 35 g), így annak a valószínűsége, hogy a magzat a születés előtt elhal, minimális. A feltételezés valószínűleg helytálló, mivel nem találtunk 35 g-nál nehezebb elhalt magzatos (kb. 12 cm testhossz). Így a vemhesülési arány nagyjából megegyezik a becsült születési arányszámmal. A vizsgálat első évében 32, a másodikban 49 mintát dolgoztunk fel. Néhány minta nem volt teljes, ezért az egyes eredmények közlésénél a mintaszám ettől eltérő lehet.

A testméretek felvétele

Az elejtett nőstények következő testméreteit vettük föl: 1 – testhossz az orrhegytől a farok tövéig; 2 – mar magasság; 3 – övméret; 4 – a nyak körmérete az alsó állkapocs alatt mérve. Ezt követően lemértük a zsigereit testtömeget kg pontossággal.

Korbecslés

A kor becslését a zápfogak kopása alapján végeztük (Habermehl 1985). A következő korokat különböztettük meg: 1, 2, 3, 4, 5, 6, $7 \leq$ éves.

A felnevelt szaporulat becslése

A túlélést az állatok közvetlen megfigyelésével becsültük jellemzően szórókon és vadföldeken. Megfigyeltük a kondákban a malacot vezető nőnemű példányokat és a malacokat, és így kiszámítottuk a malac:koca arányt. Vadászati veszteségek az eredményeinket nem befolyásolták, szeptember végéig a kutatási területen malacokat nem ejtettek el. A koca nélküli, elárvult malacokat a számolásnál nem vettük figyelembe. A becslésnél foto- és videotechnikát is alkalmaztunk.

A megfigyelések céljából a vizsgálati területet 5 részre osztottuk, melyek 6000–15 000 ha területűek voltak. A becslésekre az 5 alegységen belül 3–3 helyen került sor kéthetente januártól májusig. A megfigyelések időtartama 3 nap volt. Minden nap újabb megfigyelési pontot használtunk, így a teljes vizsgálati időtartamban 135 megfigyelést végeztünk.

A neonatális túlélés becslése nehézséget jelentett, mivel az ellések időben elhúzódhattak. Azonban a neonatális időszakot (születés után két héttel) a malacok fejlettsége alapján tudtuk becsülni. A két hétnél fiatalabba és négy hétnél idősebbre becsült malacokat ehhez a számításhoz nem vettük figyelembe. A malacok korának becslési pontatlansága miatt az eredmények közlésénél nem neonatális túlélésről, hanem a korai életszakasz túléléséről beszélünk.

A szeptember végéig felnevelt szaporulatot a hónap utolsó 5 napján becsültük egyidejűleg mind az 5 területrészen. Az egyes területrészeken 3–5 megfigyelési pontot használtunk, ez 100 megfigyelési alkalmat jelentett.

Kiszámítottuk a korai életszakasz túlélését és a szeptember végéig a felnevelt szaporulatot. Ez a módszer csak a nyári túlélés becslésére alkalmas, mivel 8-9 hónappal az ellések után a kondák kezdenek fölbomlani (Spitz 1992).

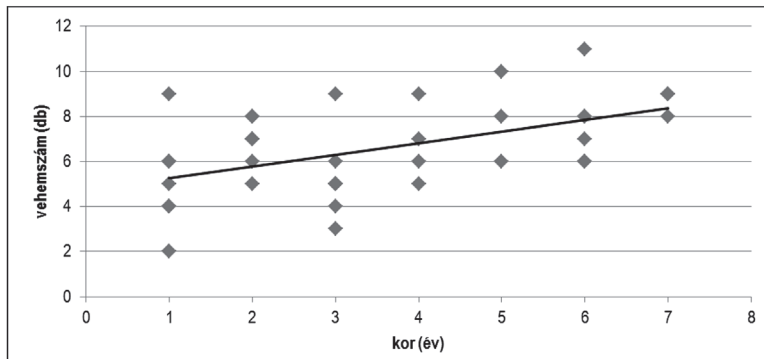
Az adatok feldolgozása

A vehemszám becslését korosztályonként végeztük. Lineáris regressziót alkalmaztunk a sárgatestek és a magzatok száma közötti összefüggés feltárására. A becsült születési arányszám és a kocák korának, testtömegének és testméreteinek összehasonlítása során pedig lineáris és logaritmus regressziót használtunk. A magzati ivararány különbségeit páros t-próbával teszteltük. A kocánkénti hímvirú magzatok számából képezett adatsort hasonlítottuk össze a nőivarú magzatok számát tartalmazó adatsorral. A korai malackori halálozások mértékét a becsült születési arányszám és az elléseket követően becsült szaporulat különbségeként kaptuk meg. Hasonlóképpen számoltuk a nyári elhullások arányát, ezt a szeptember végéig felnevelt szaporulat és a korai malackori túlélés különbsége adta. A két év átlagos vehemszámait és túlélési arányait közötti különbségeket t-próbával teszteltük.

EREDMÉNYEK

A születési arányszám becslésekor azt feltételeztük, hogy a vemhesség késői szakaszában minimális a méhen belüli halálozás. A születési arányszám, amit a vehemzámmal becsültünk, $6,7 \pm 2,1$ ($N=51$) volt. Nem találtunk szignifikáns különbséget a két év vemhesülési arányai között ($P > 0,05$). A magzati ivararány 1:1,2 ($\sigma^2 : \varphi$)-nek adódott, az alapadatok vizsgálata során a két adatsor szórásértéke nem különbözött ($F=1,6063$), és a t-próba nem mutatott statisztikailag igazolható eltérést az 1:1-től ($t=-1,464$, $P > 0,05$; $N=49$).

A vehemszám emelkedett a kor előrehaladtával: $MSZ = 0,5134 * \text{kor} + 4,7579$; $P < 0,01$; $N=36$) (1. ábra), és a kor a vehemszám varianciájának 25%-át magyarázza ($R=0,5$).



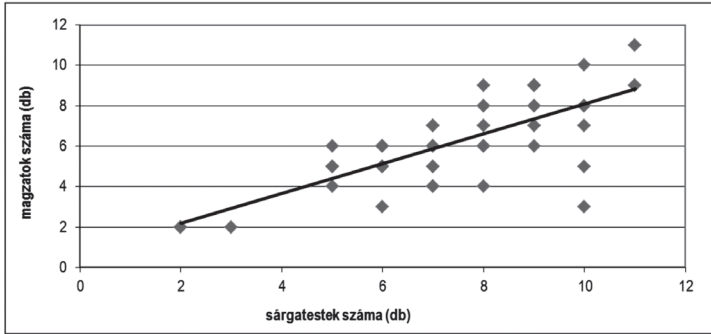
1. ábra: A vehemszám alakulása a kor előrehaladtával

Figure 1: Relationship between the age of the mother and the conception rate

Összefüggést találtunk a magzatok száma (MSZ) és a sárgatestek száma (SSZ) között ($MSZ=0,7374 * SSZ + 0,7316$; $F=62,56$; $P=0,000$; $N=51$), a sárgatestek száma a magzatszám varianciájának 55%-át magyarázza ($R=0,74$) (2. ábra).

A vemhesség késői szakaszában a magzatszám:sárgatest szám $0,83 \pm 0,15$ -nek adódott.

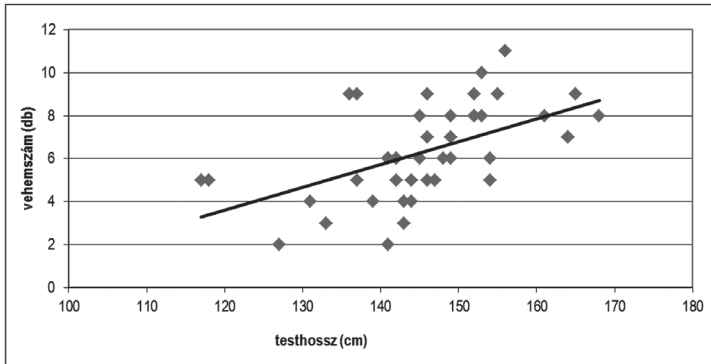
Csak három esetben találtunk elhalt, de még fel nem szívódott magzatokat a méhben, de egyik sem volt hosszabb 12 cm-nél (testtömegük < 35g). Két esetben találtunk különböző méretű magzatot egy méhen belül, egyik esetben a 4 kisebb magzatról 2 elhalt volt.



2. ábra: A sárgatestek és a magzatok száma

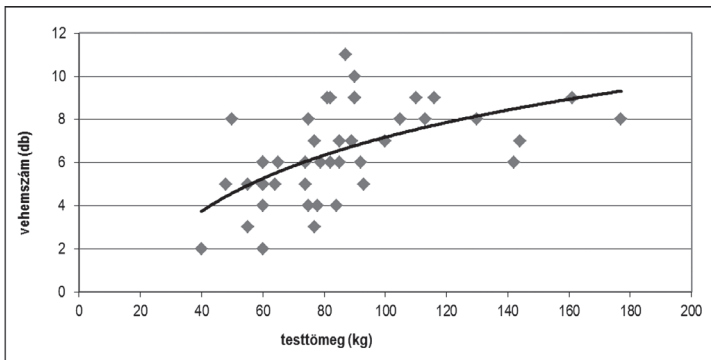
Figure 2: Relationship between the number of corpora lutea and the number of embryos

Nem találtunk összefüggést a vehemszám és a kocák marmagassága, övmérete, illetve nyakkörmérete között. Szoros összefüggést találtunk azonban a kocák testhossza (BL) és a vemhesség között ($MSZ = 0,106 \cdot BL - 9,1162$; $F=17,02$; $R=0,5416$; $P=0,000$; $N=47$) (3. ábra), illetve a testtömegük (TT) és a vehemesség között ($MSZ = 3,7457 \cdot \ln(TT) - 10,075$; $F=20,14$; $R=0,5648$; $P=0,000$; $N=41$) (4. ábra).



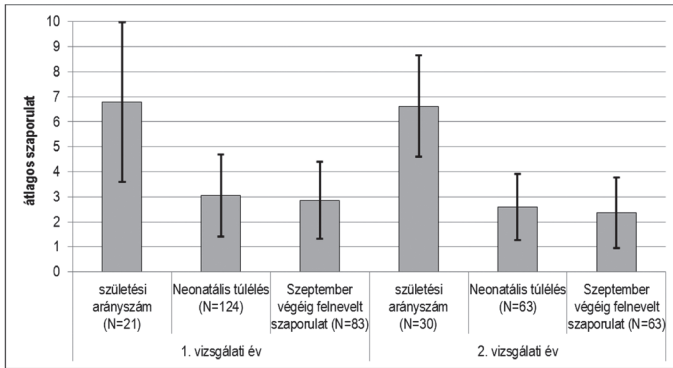
3. ábra: A vehemszám alakulása a kocák testhosszának függvényében

Figure 3: Relationship between the body length of the mother and the conception rate



4. ábra: A vehemszám alakulása a kocák testtömegének függvényében

Figure 4: Relationship between the body weight of the mother and the conception rate



5. ábra: A felnevelt szaporulat alakulása a két vizsgálati évben

Figure 5: Estimated birth rate and recruitment to the female population during the two years of the investigation

A becsléseink viszonylag magas halálozási arányt mutattak a korai életszakaszban. A felnevelt szaporulat becslésének első évében a becsült újszülött-halálozási arány 55,1% volt (3,75 malac/koca), a második évben 60,9% (4,04 malac/koca). A nyári halálozás az első évben 6,2% (0,19 malac/koca), a másodikban pedig 9,3% (0,24 malac/koca). Az elhullások következményeként az átlagos malacsám a korai életszakasz után $3,05 \pm 1,64$ ($N=124$) volt az első évben, és $2,59 \pm 1,33$ ($N=63$) a második évben, a különbség nem bizonyult szignifikánsnak ($P > 0,05$). A két felvételi év szeptemberéig felnevelt szaporulatok között ($2,86 \pm 1,54$; $N=83$ és $2,35 \pm 1,41$; $N=63$) sem volt statisztikailag igazolható különbség ($P > 0,05$) (5. ábra).

KÖVETKEZTETÉSEK

Az elejtett vaddisznók vehemtszáma alapján a teljes állományra becsült születési arányszám megbízhatóságát csökkentheti, hogy az elejtett kocák korösszetétele ritkán jellemzi az egész állomány korösszetételét. A kapott születési arányszám pontosságát ronthatja a vemhesség késői szakaszában jelentkező nagyarányú magzatelhalás.

Általában méhen belüli veszteségként értelmezzük a $100 \cdot (\text{sárgatestek száma} - \text{magzatszám}) / \text{sárgatestek száma}$ (érték) (Mauget 1972; Abaigar 1992). Azonban mi a vizsgált 51 eset közül 2-ben találtunk több magzatot, mint sárgatestet. Amennyiben feltételezzük, hogy a sárgatesteknél magasabb magzatszám az egytetű ikrek következménye, úgy némileg magasabb magzathalandósági arányt feltételezhetünk, mint a számított magzat:sárgatest arány.

A kutatásunkban körülbelül 12%-kal kevesebb magzatot találtunk, mint sárgatestet. Ez az érték közel van a Mauget (1972) által megadott 14%-hoz, de sokkal alacsonyabb, mint az Abaigar (1992) által számolt 30,6%. Aumaitre és mtsai (1984) eredményei azt mutatták, hogy jó makktermés esetén 11–11,3%, míg rossz makktermés esetén 13,8–14,6% az embrionális halandóság. Így valószínűnek tűnik, hogy az embrionális halandóság függ a táplálékkínálattól, és populációnként különböző mértékű (Ditchkoff és mtsai 2012).

Kérdés, hogy a szemes takarmány etetése befolyásolja-e a szülés előtti halandóságot vagy sem. Groot Bruinderink és Hazebroek (1994) számoltak be arról, hogy a kiegészítő takarmányozás elfedi a gyengébb makktermés negatív hatásait. Másrészt, ha a nem takarmányozott vaddisznó gyenge makktermő években hozzájut az ember által kínált egyéb takarmányforrásokhoz, elsősorban a rétekhez, az szaporodási sikerét jelentősen javíthatja (Groot Bruinderink és Hazebroek 1994; Linderoth 2010).

A születési arányszám becslése az elejtett vaddisznók méhének boncolásával úgy a legpontosabb, ha az elejtés a lehető legközelebb esik az ellés időszakához. Ennek kivitelezését azonban gátolják az etikai és jogi

szabályok. Alternatív megoldásként becslést készíthetünk a sárgatestek megszámlálásával és egy korrekciós egyenlet fölhasználásával, hiszen a sárgatestek száma összefügg a magzatok számával (Faragó és Náhlik 1997).

Sok becslés készült már a vaddisznók születési arányszámára vonatkozóan Európa különböző országai-ban (1. táblázat), amelyek többsége 4–5 malacot ad meg alomnagyságnak.

1. táblázat: A vaddisznó születési arányszáma különböző esettanulmányokban
 Tabel 1. Birth rate of wild boar as reported in various case studies from seven European countries

Forrás	Születési arányszám	Ország
Abaigar 1992	4,1	Spanyolország
Ahmad és mtsai 1995	5,7±2,2	Pakisztán
Andrzejewski és Jezierski 1978	1,6–5,5	Lengyelország
Aumaitre és mtsai 1984	4,6	Franciaország
Briedermann 1971	6,0	Németország
Garzon és Heydt 1992	4,2	Spanyolország
Martys 1982	5,8	Ausztria
Mauget 1972	4,62	Franciaország
Pedone és mtsai 1991	4,9	Olaszország
Sáez-Royuela és Tellería 1987	4,3	Spanyolország
Heltay és mtsai 1981	6,6	Magyarország
Kóhalmy 1979	3,5–6,7	Magyarország
Náhlik és mtsai, jelen tanulmány	6,7	Magyarország

A magyar adatok általában magasabbak, meghaladják a 6 malacot kocánként. Azt feltételezzük, hogy ez a jó minőségű élőhely és a kedvező éghajlat következménye a vizsgálati területen, esetleg a mesterséges takarmányozásé. A vizsgált populáció minden bizonnyal genetikailag tiszta vaddisznó, mivel nincsenek olyan tünetek (világos szín vagy rövid orr), amelyek a házi sertésekkel való keveredést mutatják. Hozzánk hasonlóan magas alomszámot talált Martys (1982) Ausztriában (5,8) és a jobb német élőhelyeken Briedermann (1971), ahol a kocák és az egyéves nőtények alomszáma is meghaladta a 6,0-t.

A magzati ivararány a mi kutatási területünkön kis mértékben a nőivar felé tolódott el (1:1,2; N=49), miközben Abaigar (1992) 1:1,6-nak találta Spanyolországban, Aumaitre, Quere és Peiniau (1984) 1,1-nek Franciaországban, illetve Heltay és mtsai (1981) 1:0,88-ról számoltak be Magyarországon. Bár Magyarországon a magzati ivararány nem tér el szignifikánsan az 1:1-től, más adatok azt mutatják, hogy a születési ivararány változhat egyik évről a másikra ugyanazon a területen is (Mauget, 1980).

Eredményeink az egyes korosztályok születési arányszámainak változását tekintve megegyeznek a von De Vos és Sassani (1977); Jezierski (1977); Pedone és mtsai (1991) és Ahmad és mtsai (1995) által közölt adatokkal. Eszerint a születési arányszám növekedett a kocák életkorának növekedésével (2. táblázat). A mi vizsgálatunkban azonban a becsült születési arány minden korcsoportban magasabb volt az említett szerzők által közölt értékeknél.

Hasonlóan Mauget (1972), Sáez-Royuela és Tellería (1987), valamint Fernández-Llario és Mateos-Quesada (1998) eredményeihez, mi is összefüggést találtunk a koca testtömege és a vehemsszámmal becsült születési arányszám között. Vizsgálatunkban más kutatások adataihoz viszonyítva azonos testtömeg magasabb születési arányt eredményezett. Mivel magasabb volt az átlagos születési arány, mint Mauget (1972) és Sáez-Royuela és Tellería (1987) esetében, és mivel ez minden bizonnyal az általunk vizsgált élőhely jobb minőségével magyarázható, feltételezhetjük, hogy jobb minőségű élőhelyeken kisebb testtömeg mellett érik el a kocák ugyanazt a születési arányszámot, mint gyengébb minőségű élőhelyeken nagyobb testtömeg mellett.



Ez a megállapítás alátámasztja Gaillard és mtsai (1993) és Merta és mtsai (2011) azon feltételezését, hogy a jó minőségű élőhelyeken azonos testtömeg mellett a süldők nagyobb százaléka vemhesül, mint a rosszabb minőségű élőhelyeken.

2. táblázat: A vaddisznó becsült születési arányszáma különböző korcsoportokban

Tabel 2. Estimated birth rate of wild boar according to age groups as reported from various sources

Forrás	Korcsoport									
	1	2	2-3	3	4	4-5	5	6	6-7	7-
Jeziński 1977	1,0		3,4			4,0			5,0	
Ahmad és mtsai 1995	4,9	4,7		6,7	7,1					
De Vos és Sassani 1977	4,2	5,6		6,5						
Pedone és mtsai 1991	3,6	5,7		5,6						
Náhlík és mtsai, jelen tanulmány	5,1 N=7	6,8 N=6		5,2 N=7	6,7 N=4		8 N=3	7,7 N=6		8,5 N=4

Kutatásunk során szoros lineáris összefüggést kaptunk a koca testtömege és a vehemszám között. Ez a kapcsolat azonban jobban leírható logaritmussfüggvénnyel, mert a születési arányszám növekedése le kell lassuljon a magasabb testtömegetartományokban a faj biológiai potenciáljának következtében. Valóban szorosabb összefüggést találtunk a testtömeg és a vehemszám között logaritmikus regresszióval, amelyet Mauget (1980) is használt.

Martys (1982) megállapította, hogy a halandóság a malacok életének első néhány hetében elérheti a 17%-ot. Mi ennél sokkal magasabb elhullási arányt (55,1 illetve 60,9) becsültünk a korai életszakaszban. Bár adatainkat nem nevezhetjük biológiai értelemben vett neonatális halálozásoknak a szaporulat életkorának pontatlan becslése miatt, megállapíthatjuk, hogy a korai életszakasz halandóságához képest a nyári malacelhullás alacsony volt. Megerősíthetjük ezért Boisubert és Klein (1984), Gaillard és mtsai (1987), valamint Boitani és mtsai (1995) azon megállapítását, hogy a fiatal állatok nagyobb mértékben hullhatnak el.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmány a TÁMOP 4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0013 „Agrárklíma: az előrevetített klímaváltozás hatáselemzése és az alkalmazkodás lehetőségei az erdészeti és agrárszektorban” c. project támogatásával készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Abaigir, T. 1992: Paramètres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la péninsule iberique. *Mammalia*, 56(2): 245–250.
- Ahmad E., Brooks J. E., Hussain I. and Khan M. H. 1995: Reproduction in Eurasian wild boar in central Punjab, Pakistan. *Acta Theriologica*, 40 (2):163–173.
- Ahrens, M. 1984: A study on wild boar reproduction. *Beitr. Jagd-Wildforsch.*, 13: 231–243.
- Andrzejewski, R. and Jeziński, W. 1978: Management of a wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriologica*, 23: 309–339.
- Aumaitre, A., Quere, J. P. and Peiniau, J. 1984: Influence du milieu sur la reproduction hivernale et la prolificité de la laie. Reproduction and prolificacy of European wild sow in France: effect of location and nutritional conditions.) – In: INRA Publ. (Ed.); Symposium international sur la Sanglier, Toulouse, France, pp. 69–78.
- Bieber, C. and Ruf, T. 2005: Population dynamics in wild boar *Sus scrofa*: ecology, elasticity of growth rate and implications for the management of pulsed resource consumers. *Journal of Applied Ecology*, 42(6): 1203–1213.

- Boisaubert, B. and Klein, F. 1984: Contribution á l'étude de l'occupation de l'espace chez le sanglier (*Sus scrofa*) par capture et recapture. In: INRA Publ. (Ed.); Symposium international sur la Sanglier, Toulouse, France, pp.135–150.
- Boitani, L.; Trapanese, P. and Mattei, L. 1995: Demographic patterns of a wild boar (*Sus scrofa* L.) population in Tuscany, Italy. IBEX J.M.E. (3): 197–201.
- Briedermann, L. 1971: Zur Reproduktion des Schwarzwildes in der Deutschen Demokratische Republik. Tag. Ber. Akad. Landwirtsch. Wiss. Berlin., 113:169–186.
- Ditchkoff S. S., Jolley D. B., Sparklin B. D., Hanson L. B., Mitchell M. S. and Grand J. B. 2012: Reproduction in a Population of Wild Pigs (*Sus scrofa*) Subjected to Lethal Control. The Journal of Wildlife Management, 76(6): 1235–1240.
- Fernández-Llario P. and Mateos-Quesada P. 1998: Body size and reproductive parameters in the wild boar *Sus scrofa*. Acta Theriologica, 43(4): 439–444.
- Gaillard, J-M.; Brandt, S. and Jullien, J-M. 1993: Body weight effect on reproduction of young wild boar (*Sus scrofa*) females: a comparative analysis. Folia zoologica, 42(3): 204–212.
- Gaillard, J.-M. ; Vassant, J. and Klein, F. 1987: Quelques caractéristiques de la dynamique des populations de sangliers (*Sus scrofa*) en milieu chassé. Some characteristics of the population dynamics of wild boar (*Sus scrofa scrofa*) in a hunted environment.) Gibier Faune Sauvage, 4: 31–47.
- Garzon-Heydt, P. 1992: Study of a population of wild boar *Sus scrofa castillianus* Thomas, 1912 in Spain, based on hunting data. Global trends in wildlife management. Transactions of the 18th Congress of the IUGB, Krakow, Poland 2: 489–492.
- Groot Bruinderink, G.V.T. & Hazebroek, E. 1994: Diet and condition of wild boar, *Sus scrofa*, without supplementary feeding. Journal of Zoology, 233: 631–648.
- Habermehl, K-H. 1985: Alterbestimmung bei Wild- und Pelztieren. Verlag Paul Parey, Hamburg–Berlin
- Heltay I.; Mátrai G.; Sugár L. és Kovács I. 1981: A vaddisznó szaporodási vizsgálata disznóskertben és szabad területen. Nimród Fórum, 9: 18–23.
- Jeziński, W. 1977: Longevity and mortality rate in a population of wild boar. Acta Theriologica, 22: 337–340.
- Kóhalmi T. 1979: Adatok a vaddisznóállomány értékeléséhez. Nimród Fórum 24(9).
- Linderoth, P. 2010: Energieversorgung und Reproduktion einer Schwarzwildpopulation. Wildforschung in Baden-Württemberg (9) Schwarzwildseminar in der Schwäbischen Bauerschule.
- Martys, M. 1982: Gehegebeobachtungen zur Geburts- und Reproduktionsbiologie des Europäischen Wildschweines (*Sus scrofa*). Zeitschrift für Säugetierkunde, 42: 100–113.
- Mauget, R. 1972: Observations sur la reproduction du sanglier (*Sus scrofa*) a l'état sauvage. Observations on wild-pig (*Sus scrofa* L.) reproduction.). Annales de Biologie animale, Biochimie, Biophysique, 12(2): 195–202.
- Mauget, R. 1980: Regulations ecologiques comportementales et physiologiques (fonction de reproduction de l'adaptation du sanglier *Sus scrofa* L. au milieu . C.N.C.R.
- Melis, C.; Szafranska, P.A.; Jedrzejewska, B. and Barton, K. 2006: Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. Journal Biogeography, 33: 803–811.
- Merta, D.; Albrycht, M.; Frackowiak, W.; Furtek, J. and Mamok, T. 2011: Reproductive parameters, birth date-effect and body condition of wild boars (*Sus scrofa*) inhabiting forest and forest-farmland environments in Poland. 8th European Vertebrate Pest Management Conference, 233–234.
- Faragó S. és Náhlik A. 1997: A vadállományok szabályozása, Mezőgazda Kiadó, p. 263.
- Pedone, P.; Mattioli, L.; Mattioli, S.; Siemoni, N.; Lovari, C. and Mazzarone, V. 1991: Body growth and fertility in wild boars of Tuscany, Central Italy. In: Csányi, S. and Ernhaft, J. (eds.); Transactions of the XXth Congress of the IUGB. Gödöllő, Hungary, pp. 604–609.
- Sáez-Royuela, C. and Tellería, J.L. 1987: Reproductive trends of the wild boar (*Sus scrofa*) in Spain Folia Zoologica, 36: 21–25.
- Spitz, F. 1992: General model of the spatial and social organization of the Wild Boars (*Sus scrofa* L.). In: Spitz, F.; Janeau, G.; Gonzales, G. and Aulagnier, S. (eds.); Proceedings of the International Symposium „Ongulés / Ungulates 91” Toulouse – France. p. 385–389.
- Vericad, R. 1983: Estimacion de la edad fetal y periodos de conception y parto del jabali (*Sus scrofa*) en los Pirineos occidentalis. In: Acta del XV. Congreso Int. Fauna Cinegetica y Silvestre 1981. pp. 811–820.
- de Vos, von A. and Sassani, A. 1977: Eine Studie der Population des Schwarzwildes (*Sus scrofa*) in dem Mohammad Reza Shah Nationalpark. A wild boar (*Sus scrofa*) population study in Mohammad Reza Shah National Park) Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 23: 113–125.

Érkezett: 2013. április 3.

Közlésre elfogadva: 2013. június 28.



Mogyorós tyúk

A császármadár, népies nevén mogyorós tyúk (*Bonasa bonasia*) széles elterjedésű, kistermetű fajféle, areája a francia Alpoktól egészen Japánig terjed. Leginkább a nagy kiterjedésű, tisztásokkal is tagolt, többszintes elegyes állományok földön fészkelő madara. A finn Lappföld fekete- és vörös áfonyában gazdag nyírelegyes fenyveseiben bókászva különleges élményt jelent e rejtőzködő madár megfigyelése. Magyarországon az Északi-középhegységben élnek kisebb populációi. Fokozottan védett faj.

Fotó és szöveg: Németh Tamás Márton

AZ ACTA SILVATICA & LIGNARIA HUNGARICA 8. KÖTETÉBEN MEGJELENT TANULMÁNYOK CÍMEI ÉS KIVONATAI

Az Erdészettudományi Közlemények és az Acta Silvatica & Lignaria Hungaria (ASLH) mostantól kölcsönösen közlik a másik folyóirat legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címeit és kivonatait. Ehelyütt az ASLH 8. kötetének (2012) tartalmát mutatjuk be a megjelent írások címével és absztraktjával. A közlemények teljes terjedelmükben elérhetők és letölthetők a <http://aslh.nyme.hu> honlapról.

9–20. oldal: **Fenyvesítés hatása a Collembola diverzitásra a Szárhalmi-dombság területén** – Winkler Dániel és Tóth Viktória

Kutatásunkban a fenyvesítés talajlakó ugróvillás-közösségekre gyakorolt hatását vizsgáltuk egy meszes talajú, egykoron molyhos tölgyes sztyepprétt élőhelymozaikkal jellemezhető területen. A talajmintákat vegyes erdeifenyves-feketefenyves állományokból, valamint kontrollként őshonos molyhos tölgyesből és sztyepprétről gyűjtöttük. A vizsgálat során összesen 66 faj 1884 egyede került elő. Három faj, a *Protaphorura pannonica* (Onychiuridae), a *Tomocerus mixtus* (Tomoceridae) és az *Isotoma caerulea* (Isotomidae) a hazai faunára nézve újak bizonyult. A vizsgált élőhelyek jellegzetes ugróvillás-közösségekkel jellemezhetők, amelyek az adott élőhelyre specifikus fajok mellett néhány közös, mindegyik habitatban előforduló fajt is tartalmaznak. A legnagyobb fajszámú (41) Collembola közösséget a sztyeppréteken találtuk, míg a molyhos tölgyesek fajgazdagsága alacsonyabbnak (34) bizonyult. A legkevesebb fajt (25) a telepített fenyvesekben gyűjtöttük. Bár több, a tölgyesekben előkerült erdei faj hiányzott a fenyőállományokból, a két erdei élőhely ugróvillás-közösségének diverzitása között nem mutatkozott szignifikáns eltérés. A közösségek összábundanciáját illetően már markánsabb különbségek adódtak: a telepített fenyvesekben a molyhos tölgyeshez viszonyítva kevesebb, mint a fele ugróvillás egyedek mutatunk ki 1m²-re vetítve. Ez elsősorban a fenyőtűavar lebomlást késleltető hatásának köszönhető, amely ezáltal eltérő humuszformákban is megmutatkozik. A Jaccard-féle fajazonossági index hozzávetőleg azonos (0,24–0,28) értéket mutatott mindegyik élőhelypár esetében. A specifikus eltéréseket az ugróvillás-közösségekben a nyílt és zárt élőhelyek heterogenitása, valamint a vegetációbéli különbségek is okozhatják.

21–30. oldal: **Levélnövekedés és a fotokémiai hatékonyság tavaszi felépülése kocsánytalan tölgyfák lombkoronájában, többéves monitoring adatok alapján** – Oláh Viktor, Szöllösi Erzsébet, Lakatos Ágnes, Kanalas Péter, Nyitrai Balázs és Mészáros Ilona

Jelen munkánk során több levéljellemező változása alapján modelleztük a levélfejlődés folyamatait a hőösszeg függvényében, egy mérsékelt övi cseres-tölgyes erdőállomány idős kocsánytalan tölgyfáinak alsó és felső lombkorona-rétegében. Az eredményeink alapján a levélterület kialakulása a lombkorona alsó és felső részé-

ben egyszerre kezdődik és fejeződik be. A fénylevelek esetében a levéltömeg/terület arány (LMA) később érte el a nyári értékét, és a levélfejlődés minden szakaszában nagyobb vastagságot és/vagy nagyobb sűrűséget jelzett, ami a fény- és árnyéklevél-tulajdonságok igen korai kialakulását jelzi. A levelekben a PSII kvantumhozam (F_v/F_o) szezonális fejlődését szintén befolyásolja a lombkorona-helyzet. Az árnyéklevelek a teljes fejlődési folyamat alatt magasabb F_v/F_o értékekkel rendelkeztek, és gyorsabban elérték a szezonális maximumukat, mint a fénylevelek. Az utóbbi eredmények szintén a fény- és árnyékjelleg korai determinációjára utalnak, továbbá jelzik azt is, hogy a levélterület-növekedéssel párhuzamosan kialakuló önárnyékolás sietteti a PSII kvantumhozam felépülését.

31–38. oldal: **A klímaváltozás hatása egy Magyarországi cseres-tölgyes erdő avarprodukciónak** – *Kotroczó Zsolt, Veres Zsuzsa, Fekete István, Papp Mária és Tóth János Attila*

Napjainkban a klímaváltozás egy globális probléma. Magyarországon az elmúlt évszázad folyamán az évi átlagos hőmérséklet $0,68\text{ }^\circ\text{C}$ -ot emelkedett, az évi csapadék átlag 83 mm -t csökkent. A Síkfőkút Project korábbi, közel 20 éves meteorológiai adatai is bizonyítják a klímaváltozást, az erdő klímája melegebbé és szárazabbá vált. Mindezen folyamatok is hozzájárulhattak azokhoz a fapusztulási folyamatokhoz, amelyek nem csak a síkfőkúti tölgyes állományt, de az ország számos állományát érintette. Az erdő fafaj összetétele és struktúrája jelentős mértékben megváltozott, a kocsánytalan tölgy 68% -a, a csertölgy 16% -a kipusztult. A fapusztulás következtében a korábbi zárt lombkorona felnyílt, az elpusztult fák helyén kisebb nagyobb lécek alakultak ki, amelyekben erdészeti szempontból kevésbé értékes fafajok nőttek fel és hozták létre a második lombkoronaszintet. Ennek köszönhető a mezei juhar tömeges megjelenése és térhódítása a lombkoronaszintben. A lécek kialakulása, a klímaváltozás hatását fokozva, felgyorsította az erdő felmelegedését és szárazodását. Jelen dolgozatunkban arra kerestük a választ, hogy a klímaváltozás, és ezen keresztül az erdő struktúrájának a változása hogyan befolyásolta az avarprodukciónak az elmúlt négy évtized folyamán.

39–56. oldal: **Talajeróziós elemzések egy erdősült kisvízgyűjtőn az ArcGIS Model Builder segítségével** – *Csáfordi Péter; Pődör Andrea; Bug, Jan és Gribovszki Zoltán*

A tanulmány egy új munkafolyamatot mutat be, amely az Általános Talajvesztési Egyenlet (USLE) térinformatikai környezetben való alkalmazását könnyíti meg. Az ArcGIS Model Builder-ben létrehozott négyrészes keretrendszer meggyorsítja az adatfeldolgozást és biztosítja a talajeróziós térképek összehasonlíthatóságát. Az első modul – a digitális domborzatmodellből kiindulva – előállítja a lefolyáshálózatot és a kapcsolódó vízgyűjtőket, megadja a lejtőadottságokat és az USLE LS faktort. A második modul egyesíti a lefolyáshálózatot, az utakat, a vízgyűjtőhatárt, a felszínborítást, a területhasználót és a talajterképet tartalmazó vektoros rétegeket. Ez az egyesített adatbázis az alapja a többi USLE-tényező előkészítésének. A harmadik modul kiszámolja a talajveszteséget, és területi statisztikákat képez a talajerózióhoz táblázatos és térképi formában. A negyedik modul vektoros talajvesztési térképeket konvertál, ahol az egyes poligonok megegyeznek az egyes talajvesztési osztályokkal. Így lehetővé válik a modellezett és a terepen felmért talajerózió összehasonlítása. A keretrendszert egy hazai erdősült kisvízgyűjtőn alkalmaztuk. Habár jelentős eltérést tapasztaltunk a különböző talajborítású területek eróziója között, a megengedett talajvesztési értéket egyik területi egységben sem haladta meg a modellezett felületi talajpusztulás. A vizsgálati területen – az egyes erdőrészeket tekintve – a felületi talajpusztulást legfőképp a domborzati adottságok befolyásolták.

57–74. oldal: **Klímváltozás és génmegőrzés** – *Ledig, F. Thomas*

Az erdészeti genetikai erőforrások megőrzése és különösen a fajkihálások megakadályozása az évszázad végére (és azutánra) előrevetített klímaváltozás fényében nehéz feladatnak tűnik. A tanulmány ritka észak-amerikai lucfenyő fajok példáján tárgyalja a klímaváltozásból adódó genetikai és megőrzési problémák együttesét. Modellek mutatják be a klímaváltozás hatását a luc fajok elterjedésére. Ezek szerint szükség lesz a fajok megmentése érdekében a mesterséges áttelepítés, ill. kolonizáció megoldására. A tanulmány kitér a klímaváltozás tágabb következményeire és a konzervációnak az erdőtakaró ökológiai szolgáltatásaiban játszott szerepére.

75–86. oldal: **Két bükk populáció genetikai változatossága a Kárpát-medence délnyugati peremén** – *Božič, Gregor és Kutnar, Lado*

Két jelentősen eltérő termőhelyen tenyésztő bükk populációt izoenzim analízis segítségével genetikailag elemeztünk (Vrhovo, 273 m és Kozarje 657 m). A Gorjáná hegyekben tenyésztő populációk ökológiai feltételei és erdőművelési múltja különbözők. Az Aco-B, Idh-A and 6-Pgdh-A lokuszokon az allél polimorfizmus klínje volt megfigyelhető. Skdh-A lokuszon az A₄ allél csak az alacsonyabb fekvésű populációban (Vrhovo) volt kimutatható, mint Skdh-A₃₄ heterozigóta genotípus. A Kozarje-i bükkös genetikai változatossága kissé nagyobb volt, magasabb effektív lokuszonkénti allélszámmal, magasabb heterozigozissal és magasabb populáción belüli differenciálódással. Az allélek összetétele a 16 génhely közül 5 esetében szignifikáns eltérést mutatott. Az átlagos Gregorius-féle genetikai távolság 6,1% volt. A különböző tengerszint feletti magasságban tenyésztő populációk genetikailag eltérőnek bizonyultak. A tanulmány az eredményeket a klímaváltozással összefüggésben is elemzi.

87–102. oldal: **Esettanulmány az erdők klímavédelmi szerepének vizsgálatára Európában** – *Gálos Borbála; Hänsler, Andreas; Kindermann, Georg; Rechid, Diana; Sieck, Kevin és Jacob, Daniela*

Az esettanulmány célja az erdőterület növekedés éghajlati hatásainak, a klímaváltozás mérsékelésében betöltött szerepének számszerűsítése Európában. A REMO regionális klímodell segítségével vizsgáltuk, hogy a feltételezett potenciális erdőtelepítéssel milyen irányban és mértékben befolyásolhatók a 2071–2090-es időszakra előrevetített hőmérséklet- és csapadéktendenciák. A modellszimulációk eredményei alapján, potenciális erdőtelepítés feltételezésével nyáron a mérsékelt övi területek döntő része hűvösebb, csapadékosabb lehet. A legnagyobb hatás Németország és Lengyelország északi részén, valamint az ukrán–belorusz–orosz határvidéken várható. Ezekben a területeken az erdőtelepítés hatása a hőmérsékletre egy nagyságrenddel kisebb, mint az üvegházgáz koncentráció változásáé. A klímaváltozással járó csapadékmennyiség-csökkenés azonban szinte teljes egészében kiegyenlíthető lenne, és a szélsőségesen meleg és száraz napok gyakorisága csökkenhet. Az erdő-klíma kölcsönhatások számszerűsítése nem csak az erdők klímavédelmi szerepéről ad információt, hanem az éghajlatváltozás következményeinek megelőzését, enyhítését célzó stratégiák alapja is lehet.

103–112. oldal: **Különböző felújítási módok hatása akácok hozamára: esettanulmány** – *Rédei Károly; Csiha Imre; Keserű Zsolt és Gál János*

Az akác (*Robinia pseudoacacia* L.) az egyik legfontosabb állományalkotó fafaj Magyarországon, az erdőterület mintegy 23%-át borítja és az ország éves faanyag-termelésének 25%-át adja. Ezen akácállományok egyhar-

mada szálerdő (mageredetű), a maradék pedig sarj eredetű. Magyarországon a szakmai előírások értelmében az akácok magról és gyökérsarjról újíthatók fel. A dolgozat különböző felújítási módoknak a fatermesre, a törzsmínőségre, illetve a fák egészségi állapotára gyakorolt hatását vizsgálja. A számított adatok szerint a gyökérsarjról történő szakszerű és gondos felújítás a 35–37 éves véghasználati korban magasabb hozamot eredményezett, mint a magról történő felújítás. A vizsgálati eredmények alapján az akácok gyökérsarjról történő felújítása elsősorban a jó és közepes termőhelyeken ajánlott a fatermés csökkenése nélkül.

113–122. oldal: **Magyarország csövestaplói Igmándy Zoltán gyűjteményében** – Szabó Ilona

Igmándy Zoltán (1925–2000) neves magyar mikológus, az erdővédelemtan professzora volt a soproni Nyugat-magyarországi Egyetemen (1950–1990). Fő kutatási területe a csövestaplók magyarországi előfordulása és növénykórtani, faanyagvédelmi jelentősége volt. 40 éves tudományos tevékenysége során gazdag taplógomba gyűjteményt hozott létre, amely a Magyarországon előforduló, 1990-ig ismert, fán élő poroid taplógomba fajokat a teljesség igényével tartalmazza. A tanulmány a gyűjtemény rövid összesség, a hazai csövestapló fajok listája a gyűjteményi darabszámmal, a gyűjtési helyek számával és a gyűjteménydarabok gazdanövényeinek, aljzatainak felsorolásával jellemezve.

123–132. oldal: **Rövid vágásfordulóú nyár apríték tárolási problémái, különös tekintettel a kifejlődő gombákra** – Horváth Zsuzsanna; Marosvölgyi Béla; Ilder Christine; Pecenka, Ralf és Lenz, Hannes

Frissen kitermelt rövid vágásfordulóú fafajokból előállított apríték tárolása során számos probléma merül fel, melyek eredménye minőség-, szárazanyag- és energiavesztés. Ebben a tanulmányban a nyersanyag-degradációt befolyásoló tényezők kerültek vizsgálatra, különös tekintettel a kifejlődő gombákra. Ezek rendkívüli elszaporodásának köszönhető a szárazanyag-vesztés mellett a nyersanyag kezelése során fellépő, megnövekedett egészségügyi kockázat is. Nyár faapríték hat hónapos tárolása folyamán az aprítékméret függvényében a következő tényezők mérése zajlott: a tárolón belüli hőmérséklet, nedvességtartalom, pH, a tárolóban megjelenő gombák és azok száma a levegőben. Az eredmények szoros összefüggést mutatnak, különösen az aprítékméret, a hőmérséklet és a gombák száma közt. A tárolás során mezofil és termofil gombák fejlődtek. A következő nemzetségekhez tartozó fajok voltak megfigyelhetők: *Alternaria*, *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Mucor*, *Penicillium*. A gombák száma a finom aprítéknál volt a legmagasabb, ami az aprítékméret növekedésével csökkent. A kutatás folyamán különös szerepet kapott a középfinom apríték tulajdonságainak vizsgálata (G 50), mely kompromisszumos megoldást jelent a kezelés, tárolási veszteségek és a kifejlődő gombáknak köszönhető egészségügyi kockázatok között.

133–144. oldal: **Többműveletes fakitermelő gépek alkalmazhatóságának vizsgálata magyarországi lombos állományokban** – Horváth Attila László; Szakálos-Mátyás Katalin és Horváth Béla

A gépjeljesztéseknek köszönhetően a harvesztetek, ma már nem csak kizárólag a fenyvesekben alkalmazhatóak hatékonyan. Számos terepi méréssel sikerült Magyarországon (akác, cser, bükk állományokban) is igazolni a „gépcsodák” létjogosultságát. Az idő- és költségelemzések során kapott eredmények tudatában biztonnával állíthatjuk, hogy a lombos állományokban is alkalmazhatóak harvesztetek, sok esetben hatékonyabb munkavégzés valósítható meg, mint a hagyományos motorfűrész fakitermelés során.

145–158. oldal: **Három lombos fafaj faanyaga fotodegradációs tulajdonságainak összehasonlítása különböző fényforrások alkalmazása esetén** – Tolvaj László és Varga Dénes

Akác, bükk és nyár faanyagok fotodegradációval szembeni ellenálló képességét vizsgáltuk napsugárzás, xenon lámpás és higanygőz lámpás besugárzás esetén. A kezelési idő 200 óra volt a napsugárzásos és a xenon lámpás besugárzásnál, és 20 óra a higanygőz lámpás besugárzásnál. A változásokat színméresekkel és az infravörös spektrum felvételével követtük nyomon. A kezelés kezdetén az akác színváltozása sokkal intenzívebb volt, mint a bükké és a nyáré. Az első 10 órában a lignin aromás gyűrűjének degradációja (abszorpciós helyei: 1510 és 1596 cm^{-1}) akác esetében sokkal kisebb volt, mint bükk és nyár esetében. A higanygőz lámpás kezelés sokkal intenzívebb változást produkált (a színváltozásban és az infravörös spektrumban is), mint a másik két fényforrás. Az eredmények azt mutatják, hogy az akác magas extraktanyag tartalma elnyeli a fénysugarak jelentős részét, ezzel megvédve a faanyag fő kémiai összetevőit.

159–164. oldal: **Az európai tiszafa és a japán feketefenyő cpDNS összehasonlító vizsgálata** – Frank Norbert és Heinze, Berthold

Korábbi tanulmányok az európai tiszafa (*Taxus baccata*) izoenzim polimorfizmus öröklődésének elemzésével, az állományokon belüli és állományok közötti genetikai differenciálódásával foglalkoztak. Vizsgálataink elsődleges célja olyan kloroplasztisz restrikciós enzimek azonosítása, amelyekkel a közép-európai minták genomjának polimorfizmusa detektálható. Sajnos e polimorfizmust nem tudtuk egyértelműen igazolni, azonban működő primerkombinációk alapján megrajoltuk a japán feketefenyő (*Pinus thunbergii*) korábban publikált kloroplasztisz genomjára illesztett genomterképet, amelyhez a GenBank-ban található európai tiszafa szekvenciákat is felhasználtuk. Számos, eddig még fel nem derített, nemátíró szekvenciát tudunk amplifikálni. Az így elkészített géntérkép azt valószínűsíti, hogy a vizsgált két faj kloroplasztiszában a gének sorrendje nagymértékben hasonló.

165–170. oldal: **Homoki Leuce-nyár állományok célátmérő modelljei** – Rédei Károly és Keserű Zsolt

A homoki Leuce-nyárral, döntően a fehér nyárral (*Populus alba*) és természetes hibridjével, a szürke nyárral (*Populus x canescens*) kapcsolatos kutatómunka intenzívebbé tételét több tényező indokolja. A fatermesztést alapvetően befolyásoló ökológiai tényezők egy részének kedvezőtlenebbé válása előtérbe helyezte e fafaj (és hibridjeinek) egyre kiterjedtebb alkalmazását az erdőtelepítések, illetve erdőfelújítások során. A tanulmány a nemzetközi szakirodalomban is hézgapótlónak tekinthető módon közli a fehéryanárasok új, egyszerűsített erdőnevelési modelljét, illetve a minőségi rönktermesztésre, valamint a tömeg-választékok előállítására alkalmas fehéryanárasok kor-növőtér-célátmérő modelljeit. A közölt gyakorlatorientált modellek egyszerűségüknek fogva nagyban segíthetik a Leuce-nyár termesztés minőségi fejlesztését Magyarországon.



Gulyaállási tölgy

Az öreg tölgyek nemcsak lenyűgöző látványuk, hanem ökológiai szerepük okán is tiszteletet érdemelnek. A Devecseri Erdészet területén található gulyaállási kocsányos tölgy már legalább 250 éve őrökdi a vidék nyugalma felett. Még remélhetőleg nagyon sokáig fog élni, de elszáradt vastag ágaiban már szaproxilofág rovarok sokasága (köztük védett ritkaságok is) fejlődött ki.

Fotó és szöveg: Csóka György

TARTALOMJEGYZÉK

(folytatás a hátsó borítóról)

- 195 **Madárökológiai vizsgálatok az ásonthalmi Tanulmányi-erdőben** – *Andrési Dániel*
- 205 **Jellegzetes finnországi erdőtársulások ugróvillásközösségeinek vizsgálata** – *Winkler Dániel András, Németh Tamás Márton és Traser György Nándor*
- 215 **A májusi és az erdei cserebogár, valamint az ellenük való védekezési lehetőségek** – *Varga Szabolcs és Molnár Miklós*
- 229 **Különböző erdőállományok diverzitásának összehasonlítása az éjszakai nagylepke közösségek alapján (Lepidoptera: Macroheterocera) fénycsapdák alkalmazásával** – *Horváth Bálint*
- 239 **Különböző fényforrások hatásának vizsgálata a rovarokra eltérő megvilágítottságú területeken Jermy-típusú fénycsapdával** – *Pintérmé Nagy Edit*
- 251 **Adatok a hazai tölgyeken előforduló levélaknázók parazitoid együtteseinek ismeretéhez** – *Szőcs Levente, Melika George és Csóka György*
- 261 **A vaddisznó (*Sus scrofa*) szaporulatának alakulása egy szabadterületi populációban** – *Náhlík András, Sándor Gyula és Tari Tamás*
- 271 **Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 8. kötetében megjelent tanulmányok címei és kivonatai**

Útmutató a szerzők számára

Az Erdészettudományi Közlemények évente legalább egy alkalommal megjelenő tudományos lap. Lektorált **magyar nyelvű, első sorban hazai, illetve közép-európai vonatkozású** tudományos publikációkat közöl a **tágabban értelmezett erdészettudomány** témaköréből. A Lapban való megjelenés szükséges minimális feltételei:

- A lap profiljához illeszkedő témájú kézirat,
- a formai előírásoknak megfelelő kézirat,
- magyar és angol nyelvű összefoglalók,
- magyar és angol nyelvű kulcsszavak,
- magyar és angol nyelvű ábraalírások,
- szabályszerű szövegközi szakirodalmi hivatkozások,
- a hivatkozott szakirodalom szabályszerű felsorolása.

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

A kéziratokat kizárólag elektronikus formában, a szerkesztoseg@erttudkoz.hu e-mail címre kérjük.

TARTALOMJEGYZÉK

- 7 **40 éve az ökológiai kutatás szolgálatában: a Síkfőkút Project** – *Tóth János Attila*
- 21 **Az erdészeti genetikai erőforrások állapota és szerepe a XXI. század elején Magyarországon** – *Bordács Sándor, Nagy László, Pintér Beáta, Bach István, Borovics Attila, Kottek Péter, Szepesi András, Fekete Zoltán, Wisnovszky Károly és Mátyás Csaba*
- 39 **A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa** – *Czúcz Bálint, Gálhidy László és Mátyás Csaba*
- 55 **Üzemi léptékben alkalmazott átalakító üzemmód lékes felújításának tapasztalatai a Királyréti Erdészet területén** – *Kovács Bence, Kelemen Kristóf, Ruff János és Standovár Tibor*
- 71 **Lékek fényviszonyainak vizsgálata hemiszférikus fényképek segítségével** – *Kollár Tamás*
- 79 **Az erdei avar tömege és víztartó képessége közötti összefüggés** – *Zagyvainé Kiss Katalin Anita, Kalicz Péter és Gribovszki Zoltán*
- 89 **Mikroszaporított akácklónok fiatalkori értékelése homoki termőhelyeken** – *Rédei Károly, Csiha Imre, Keserű Zsolt, Rásó János és Kamandiné Végh Ágnes*
- 97 **Fakitermelés lombos állományokban többműveletes fakitermelő gépek alkalmazásával** – *Horváth Attila László, Szakálosné Mátyás Katalin és Horváth Béla*
- 111 **Az örökerdő elvek szerinti és a hagyományos bükkgazdálkodás ökonómiai elemzése és összehasonlítása** – *Csépányi Péter*
- 125 **Az állami tulajdonú erdők természeti járadéka mint a vagyonkezelői díj lehetséges alapja** – *Marosi György, Dauner Márton és Juhász István*
- 137 **Erdészeti adathalmazok elemzése új függvénnyel** – *Csanády Viktória*
- 147 **A szeder (*Rubus L.*) nemzetség modern taxonómiai koncepciója** – *Király Gergely, Trávníček, Bohumil és Žiła, Vojtěch*
- 157 **Bükkös és lucos állományok mohaközösségeinek összehasonlítása a Soproni-hegységben** – *Szűcs Péter és Bidló András*
- 167 **A fehér fagyöngy gazdanövényköre és előfordulása néhány közép-európai országban** – *Baltazár, Tivadar, Varga Ildikó, Pejchal, Miloš és Poczai Péter*
- 179 **A Soproni-hegység bazídiumos nagygombáinak erdészeti szempontú vizsgálata** – *Folcz Ádám, Börcsök Zoltán, Dima Bálint és Frank Norbert*

A Tartalomjegyzék a hátsó borító belső oldalán folytatódik.

English table of contents can be found on page 5.

www.erdtudkoz.hu

HU ISSN 2062-6711



9 772062 671009