



Erdészettudományi Közlemények

15. évfolyam 1-2. szám 2025

A Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézetének
és Erdőmérnöki Karának tudományos lapja





Az Év Rovara 2026-ban

A Magyar Rovartani Társaság minden évben meghirdeti az „Év Rovara” szavazást. A 2025-ös forduló során három faj, a remetebogár (*Osmoderma barnabita*), a párducfoltos hangyaleső (*Dendroleon pantherinus*) és a gyászbagoly (*Mormo maura*) közül lehetett választani. A beérkezett 5065 szavazatból 2731-et a hangyaleső kapott, így egyértelműen abszolút többséget ért el, azaz 2026-ban ő az „Év Rovara”.

A hangyalesők (Neuroptera: Myrmeleontidae) családját Magyarországon 16 faj képviseli. Karcsú, hosszú potrohú rovarok, némileg a szitakötőkre emlékeztetnek, de fejlett csápjaik, illetve nyugalmi állapotban sátorszerű szárnytartásuk alapján azoktól jól elkülöníthetők. Lárvaik ragadozók. Egyesek csapdaként szolgáló tölcséretet készítenek a talajba, mások a talaj felszínén vadásznak.

A párducfoltos hangyaleső életmódja egészen sajátos. Az imágók gyengén repülnek, a mesterséges fény vonzza őket. A lárva és az imágók is ragadozó életmódot folytatnak. Nyár közepén rajzanak, éjszaka párzanak, a nőstények petéiket faodvakba rakják le (törzs- és tőodvakba egyaránt). Lárvaik ezekben a méretes üregekben – amiknek alján nagymennyiségű fatörlemék, korhadék van – fejlődnek, más rovarok lárvaikat és imágóikat zsákmányolják. Kifejlődésük egy évig tart, három lárvastádium után bábozódnak. Jellegzetességük, hogy tölcséret nem építenek, és dús szőrzet borítja testüket. A faj védett, természetvédelmi értéke 50 ezer Ft.

Fotók és szöveg: Csóka György (SOE ERTI)

Erdészettudományi Közlemények

15. évfolyam 1-2. szám



2025

Főszerkesztő:
Csóka György (SOE ERTI)

Helyettes főszerkesztő:
Lakatos Ferenc (SOE EMK)

Szerkesztők:
Hirka Anikó (SOE ERTI)
Király Gergely (SOE EMK)
Molnár Miklós

A szerkesztőbizottság társelnökei:
Borovics Attila (SOE ERTI) és Heil Bálint (SOE EMK)

A szerkesztőbizottság tagjai:
Albert Levente (SOE EMK)
Duska József (MEGOSZ)
Führer Ernő (SOE ERTI)
Gribovszki Zoltán (SOE EMK)
Kolozs László (AM EFO)
Kovács Gábor (SOE EMK)
Náhlík András (Sapientia EMTE)
Szabados Ildikó (AM)
Szepesi András (AM)

Kiadó: Soproni Egyetem Kiadó

Felelős kiadó:
Prof. Dr. Fábián Attila a Soproni Egyetem rektora

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

Címlapkép:
Bükkös naplementében
(© Nagy Csaba)

ISSN 2062-6711

Nyomdai munkák:

2025/06

TARTALOMJEGYZÉK

15. évfolyam 1-2. szám

<i>Borovics Attila, Mertl Tamás, Király Éva és Kottek Péter</i> A hazai erdőállomány fahasználati lehetőségeinek előrejelzése és a túltartott faállományok vizsgálata	5-31
<i>Király Éva, Kis Kovács Gábor, Börcsök Zoltán, Kocsis Zoltán, Kottek Péter, Németh Gábor, Polgár András és Borovics Attila</i> A háztartásokban elégetett fa-alapú hulladék mennyiségének és fűtőértékének becslése az FICM HWP modell output adatai alapján	33-41
<i>Hofmann Tamás, Albert Levente és Visiné Rajczi Eszter</i> A bükk (<i>Fagus sylvatica</i> L.) álgeszt színanyagainak képződési és szerkezetvizsgálata	43-53
<i>Ábri Tamás, Szabó Loránd és Szabó Gergely</i> Akácklónok drónos távérzékeléses módszerrel történő vizsgálatának előzetes eredményei	55-67
<i>Keserű Zsolt, Ábri Tamás, Horváth Sándor, Sóvágó Emese és Koltay András</i> Ígéretes fehér (<i>Leuce-</i>) nyár klónok termesztési technológiai vizsgálata kísérleti ültetvényekben, eltérő termőhelyi viszonyok mellett	69-81
<i>Molnár Tamás</i> Felhőalapú szűkár monitoring Norvégiában	83-93
<i>Papp Viktor</i> Igmándy Zoltán öröksége – Magyarország taplógombáinak jegyzéke (2025)	97-112
<i>Cseke Klára, Borovics Attila, Jagodics Anikó, Lados Botond Boldizsár, Nagy László, Benke Attila és Kollár Tamás</i> A gyéritések lehetséges hatása bükk állományok genetikai szerkezetére – három hosszúléjáratú, erdőnevelési sor genetikai és fatermési szempontú értékelése	113-133
<i>Dobó Márton, Cseke Klára, Lakatos Ferenc és Lados Botond Boldizsár</i> Összehasonlító populációgenetikai vizsgálatok a Pilis hegység kocsánytalan és molyhos tölgy állományaiban	135-150
<i>Hegedüs Ivett és Bartha Dénes</i> A szürke tölgy (<i>Quercus robur</i> L. subsp. <i>pedunculiflora</i> (K. Koch) Menitsky) és a kocsányos tölgy (<i>Quercus robur</i> L. subsp. <i>robur</i>) termésbélyegeinek összehasonlító morfológiai vizsgálata	151-164
<i>Horváth Bálint, Nagy-Khelli Melinda, Barina Zoltán és Dobrosi Dénes</i> A faállomány-szerkezet hatása a denevérfaunára a Somhegy Erdőrezervátum magterületén	165-175
<i>Zagyva Zalán Rókus és Winkler Dániel</i> Összehasonlító talajbiológiai vizsgálatok a hansági reliktum Csíkos-éger erdőben és a környező faállományokban	177-194
Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 21. évfolyamában (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai	195-197

CONTENTS

Vol. 15 Nr. 1-2

<i>Attila Borovics, Tamás Merti, Éva Király and Péter Kottek</i>	
Estimation of the overmature wood stock and the projection of the wood mobilization potential up to 2100 in Hungary	5-31
<i>Éva Király, Gábor Kis Kovács, Zoltán Börzsök, Zoltán Kocsis, Péter Kottek, Gábor Németh, András Polgár and Attila Borovics</i>	
Estimating the amount and heating value of wood waste burned in households based on FICM HWP model output data	33-41
<i>Tamás Hofmann, Levente Albert and Eszter Visiné Rajczi</i>	
Study of the formation and structure of the chromophoric substances of red heart of beech (<i>Fagus sylvatica</i> L.)	43-53
<i>Tamás Ábri, Loránd Szabó and Gergely Szabó</i>	
Remote sensing analysis of black locust clones: early evaluation	55-67
<i>Zsolt Keserű, Tamás Ábri, Sándor Horváth, Emese Sóvágó and András Koltay</i>	
Growing technological investigation of promising white (Leuce-) poplar clones in experimental plantations under different site conditions	69-81
<i>Tamás Molnár</i>	
Cloud-based bark beetle monitoring in Norway	83-93
<i>Viktor Papp</i>	
The legacy of Zoltán Igmándy – a checklist of polypores in Hungary (2025)	97-112
<i>Klára Cseke, Attila Borovics, Anikó Jagodics, Botond Boldizsár Lados, László Nagy, Attila Benke and Tamás Kollár</i>	
The effect of thinning on the genetic structure of beech stands - a genetic and growth assessment of three long-term beech forest thinning trials	113-133
<i>Márton Dobó, Klára Cseke, Ferenc Lakatos and Botond Boldizsár Lados</i>	
Comparative population genetic studies in the sessile oak and pubescent oak populations of the Pilis mountains	135-150
<i>Ivett Hegedűs and Dénes Bartha</i>	
Morphological comparison of greyish oak (<i>Quercus robur</i> L. subsp. <i>pedunculiflora</i> (K. Koch) Menitsky) and pedunculate oak (<i>Quercus robur</i> L. subsp. <i>robur</i>) acorns	151-164
<i>Bálint Horváth, Melinda Nagy-Khell, Zoltán Barina and Dénes Dobrosi</i>	
Effects of forest stand structure on bat assemblages in the core area of the Somhegy forest reserve	165-175
<i>Zalán Rókus Zagyya and Dániel Winkler</i>	
Comparative soil biological study in the relict Csikos alder wood and the surrounding wood plantations	177-194
Titles and abstracts of papers published in the 21th volume (Nr. 1–2.) of the Acta Silvatica & Lignaria Hungarica	195-197

A HAZAI ERDŐÁLLOMÁNY FAHASZNÁLATI LEHETŐSÉGEINEK ELŐREJELZÉSE ÉS A TÚLTARTOTT FAÁLLOMÁNYOK VIZSGÁLATA

Borovics Attila¹, Mertl Tamás¹, Király Éva¹ és Kottek Péter²

¹Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézet

²Agrárminisztérium Erdőrendezési Főosztály

Kivonat

Tanulmányunkban a 2023–2100 közötti időszakra vonatkozóan egyszerű hozamvizsgálatot végeztünk a körzeti erdőtervekben előírt vágásérettségi korok alapján. Eredményeink szerint még az új erdőtelepítések nélkül is évente több faanyag válik kitermelhetővé a 2023–2100 közötti időszakban, mint az elmúlt tíz év átlagos fakitermelési szintje. A 2023–2050 közötti időszakban a kitermelési lehetőségek várhatóan a jelenlegi fakitermelési szint 153%-át teszik majd ki. Ez a mostani szint fölött további 4 millió m³-es fahasználati potenciált jelent anélkül, hogy a már 2023-ban is túltartott állományokat kitermelnék. A projekciós időszak első felében a kitermelésre elérhető iparifa hozam várhatóan meghaladja az iparifa termelés átlagos historikus szintjét. Azonban a projekciós időszak második felében az iparifa hozam csökkenő tendenciát mutat, és még a 2014–2023-as évek átlaga alá is eshet. Az iparifa hozam előre jelzett csökkenése rávilágít a faipari innováció kiemelt fontosságára.

Tanulmányunkban a hazai túltartott erdőállományok jellemzőit és élőfakészletét is vizsgáltuk. Eredményeink szerint a hazai erdőállomány élőfakészletének 12,2%-a túltartott, és a túltartott erdőállományok élőfakészlete az elmúlt 43 évben megháromszorozódott, és 2023-ra 50,2 millió m³-re emelkedett. A túltartott erdők olyan faanyag-tartalékokat képviselnek, amely rendelkezésre állhat a növekvő faanyag-kereslet kielégítésére. Ugyanakkor, ha a jelenlegi körülmények és erdőgazdálkodási gyakorlatok folytatódnak, élőfakészletük jelentős része minőségi romlásra van ítélve, és akár piacképességét is elveszítheti. Ezen megújuló és megújítható természeti erőforrás mozgósításához az erdőgazdálkodási gyakorlatok megváltoztatására és új faipari innovációkra lesz szükség.

A cikk a Borovics et al. 2023 (Estimation of the Overmature Wood Stock and the Projection of the Maximum Wood Mobilization Potential up to 2100 in Hungary) eredeti közlésnek az Országos Erdőállomány Adattár 2023. évi statisztikai állapota szerint aktualizált és részben átdolgozott fordítása.

Kulcsszavak: hozamvizsgálat, választékszerkezet, túltartott állományok, HWP, klímamitigáció, széntárolás

ESTIMATION OF THE OVERMATURE WOOD STOCK AND THE PROJECTION OF THE WOOD MOBILIZATION POTENTIAL UP TO 2100 IN HUNGARY

Abstract

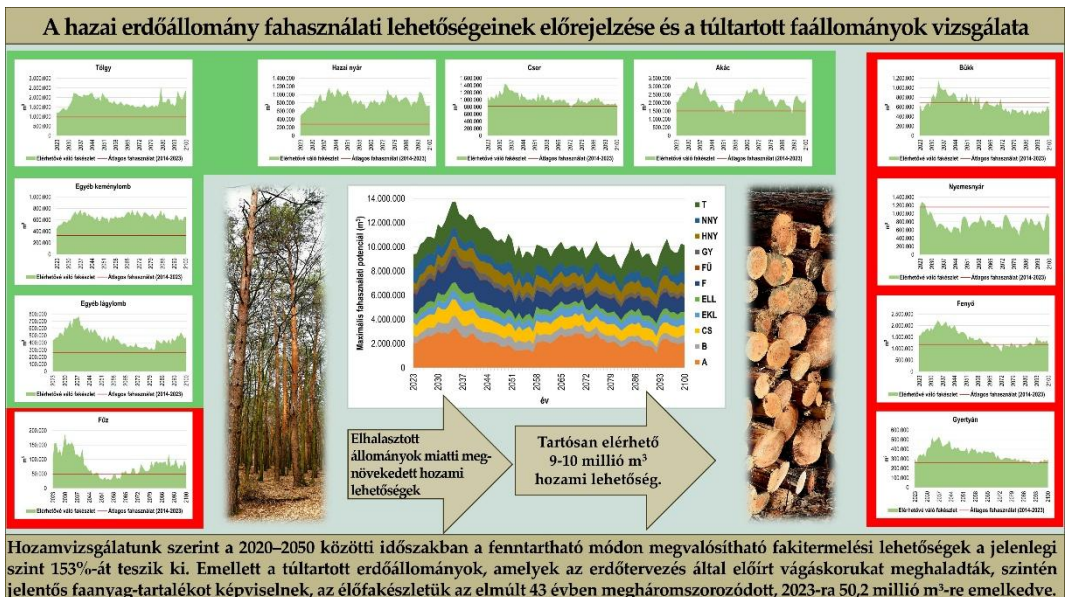
In our study, we conducted a simple yield projection for the period 2023–2100, based on the cutting ages prescribed in Forest Management Plans. According to our findings, even without new afforestation, more timber will become available for harvest annually between 2023 and 2100 than the average annual harvest level of the past decade. During the period 2023–2050, the wood mobilization potential is expected to reach 153% of the current harvesting level, representing an additional utilization potential of 4 million m³, without including the already overmature stands as of 2023. In the first half of the projection period, industrial wood yield is expected to exceed the historical average of industrial wood production. However, in the second half, a declining trend is forecasted, with yields potentially falling below the 2014–2023 average. The projected decline in industrial wood yield underlines the increasing importance of innovation in the wood industry.

We also analyzed the characteristics and growing stock of Hungary's overmature forest stands. Our results indicate that 12.2% of the growing stock is overmature, and this stock has tripled over the past 43 years, reaching 50.2 million m³ by 2023. Overmature forests represent a reserve of timber that could be mobilized to meet increasing demand. However, if current conditions and forest management practices persist, a significant portion of this stock will suffer quality deterioration and may even lose its market value. Mobilising this renewable natural resource will require a change in forest management practices and new innovations in the timber industry.

This article is a revised and updated translation of the original publication by Borovics et al. 2023 (Estimation of the Overmature Wood Stock and the Projection of the Maximum Wood Mobilization Potential up to 2100 in Hungary), this version is based on the 2023 statistical state of the National Forestry Database.

Keywords: yield projection, assortment composition, overmature stands, HWP, climate change mitigation, carbon storage

Grafikai absztrakt



BEVEZETÉS

A fenntartható erdőgazdálkodás kulcsfontosságú fogalom, amely a modern erdészeti gyakorlat alapját képezi azáltal, hogy megteremti az erdők társadalmi, ökológiai és gazdasági funkcióinak egyensúlyát (MCPFE 2003; Duncker et al., 2012). A gazdasági hatékonyság és a természetvédelem egymásnak sokszor ellentmondó céljai, valamint a faanyag különböző felhasználási lehetőségei – in situ erdei széntárolóként, iparifaként, vagy megújuló energiaforrásként – csak gondos tervezéssel és előrelátással egyensúlyozhatók ki (Kottek et al., 2023a).

Az EU Bioökonómiai Stratégiája célul tűzte ki a faanyag bioenergetikai célú felhasználásának növelését, illetve a fa beépítését hosszú élettartamú termékekbe, különösen az építőiparban (EC 2018). A bioökonómia fejlődésével párhuzamosan a faalapú nyersanyagok iránti kereslet jelentős bővülése prognosztizálható, amely a hagyományos fakitermelési és ellátási struktúrák újragondolását teszi szükségessé. A növekvő igény fokozott kitermelési intenzitáshoz, új beszerzési stratégiák kialakításához, valamint a választékarányok és -összetételek átrendeződéséhez vezethet (Joelsson et al., 2016; Tuomasjukka et al., 2018). E kihívások kezelése az erdei biomasszára alapuló ellátási láncok technológiai és logisztikai megújítását teszi szükségessé, új innovatív ellátási láncok kialakítása érdekében. Az erdőkben akkumulálódó túltartott faanyag készletek és a piaci szereplők közötti kapcsolat kialakításához új típusú szolgáltatói kapacitás létrehozása szükséges. Ehhez kötődően az új beszerzési források bevonásának egyik központi eleme lehet a nem működő magánerdő kitermelési lehetőségeinek feltárása és lehetőség szerinti mobilizálása, például erdészeti szakirányítói hálózat megszervezésével. Az ellátási lánc hatékonyságának növelésében szerepet játszhatnak geográfiai adatokra támaszkodó beszerzési modellek, amelyek figyelembe veszik az adott régió erőforrás-eloszlását, a biomasszakészletek elérhetőségét, valamint a szállítási távolságokat és logisztikai viszonyokat, ezzel hatékonyan támogathatják új beszerzési utak kialakítását. A Tuomasjukka et al. (2018) által vizsgált négy régió példája jól mutatja, hogy az egyes térségek sajátosságaihoz igazított modellalkotás nélkülözhetetlen az ellátási láncok kiépítéséhez. Az így létrehozott, régióspecifikus faellátási láncok nemcsak gazdasági szempontból versenyképesek, hanem környezeti mutatóik alapján is kedvezőbbek, amit életciklus-elemzéssel, üvegházhatású gázkibocsátási leltár adatokkal és energiafelhasználás indikátorokkal is alátámasztanak (Tuomasjukka et al. 2018).

A faellátás biztonsága a növekvő kereslet miatt egyre fontosabb kérdéssé válhat. Emellett problematikus a fenyő alapanyagok helyettesíthetősége lombos fafajokkal is (Auer et al., 2020). A biogazdaság kibontakozása során a faanyag iránti globális kereslet az előrejelzések szerint 4,2 milliárd m³-rel növekedhet 2030-ig (World Wide Fund for Nature and International Institute for Applied Systems Analysis 2012; UNECE/FAO 2021), az EU-országok esetében pedig még ennél is magasabb növekedési ütem várható (Bell et al., 2018).

A bioökonómiai célkitűzések és a növekvő faigény ellenére az Európai Erdőstratégia (EC 2021) és a Biodiverzitási Stratégia (EC 2020) nem támogatja a fakitermelés növelését, mivel 2050-ig nem tartják valószínűnek, hogy az előállított faipari termékekhez kapcsolódó anyag- és energiahelyettesítési hatások ellensúlyozhatják az erdei széntároló kapacitás csökkenését (Lerink et al. 2023). Ez a gondolatmenet azonban figyelmen kívül hagyja, hogy az erdei biomasszából felszabaduló szén-dioxid a földi szénkörforgás része. Az éghajlatváltozás egyre növekvő fenyegetést jelent az európai erdei ökoszisztémák stabilitására (Verkerk et al., 2022), ami miatt az in situ erdei széntárolás korlátokba ütközhet. Az erdőben hagyott holt szerves anyag nem jelent tartós megoldást, mivel néhány évtizeden belül visszajut a légkörbe a lebontó szervezetek tevékenysége folytán. Mindezek miatt bizonyos klímamitigációs útvonalak kiemelt ösztönzése helyett a politikai és gazdálkodási



stratégiáknak figyelembe kellene venniük az összes lehetséges erdő-alapú mitigációs stratégiát annak érdekében, hogy maximalizálni lehessen az éghajlatváltozás mérsékléséhez történő hozzájárulást (Verkerk et al., 2022). Magyarországon a fatermékek jelentős mennyiségű szénem tárolnak, és élettartamuk meghosszabbítása, valamint a megfelelő hulladékgazdálkodás, újrahasznosítás és újrafelhasználás jelentős mértékben hozzájárulhat a klímacélok eléréséhez (Király et al., 2022, 2023).

A nemzetközi klímaegyezmények előírják, hogy az országoknak nyomon kell követniük és jelenteniük kell az erdei széntárolók változásait (Kurz et al., 2009). A Párizsi Megállapodás és az EU 2018/841 számú rendelete – amely a földhasználati, földhasználat-változtatási és erdészeti tevékenységekből származó üvegházhatású gázkibocsátások és szénmegkötések integrálását célozza meg az EU 2030-as mitigációs keretrendszerébe –, azt tükrözik, hogy az erdészeti szektor fontos szerepet játszhat az éghajlatváltozás mérséklésében (Pilli et al., 2016; Grassi és Pilli, 2017).

Ahogy Böttcher et al. (2008) hangsúlyozza, a korosztályszerkezet a múlt tükre; a múltbeli erdőgazdálkodási gyakorlatok öröksége hosszú évtizedekig fennmaradhat az erdőgazdálkodási rendszerek megváltozását követően is (Canadell et al., 2007). A fák növekedése, mortalitása és az erdőrézlet szintű szénkészletek dinamikája az állomány korának függvénye, ahogy ezt számos empirikusan jól alátámasztott fatermési függvény leírja (Pregitzer és Euskirchen, 2004; Zaehle et al., 2006), emellett az ökoszisztéma nettó produkciója is korfüggő (Goulden et al., 1998; Schulze et al., 1999; Mund et al., 2002; Law et al., 2003; Desai et al., 2005). Különböző kezdeti korosztály-eloszlásokkal és gazdálkodási forgatókönyvekkel végzett szimulációk során kiderült, hogy a korosztályszerkezet öröklött hatása rendszerint erősebb, mint magának a jelenben folytatott erdőgazdálkodásnak a hatása. Így ugyanaz a gazdálkodási rezsim (kezelési stratégia) eltérő korosztály-struktúrájú állományokban teljesen eltérő szénegyenleget eredményezhet (Böttcher et al., 2008). Ugyanazzal a gazdálkodási rendszerrel egy fiatal erdővel rendelkező országban növelhető az erdei széntárolás, míg egy idősödő erdővel rendelkező országban nem. Tehát a jelenlegi erdőgazdálkodási tevékenységek módosíthatják ugyan a szénmegkötés vagy -kibocsátás mértékét, de alapvetően az öröklött korosztályszerkezet fogja meghatározni azt, hogy az erdők nettó kibocsátók vagy megkötők lesznek-e (Böttcher et al., 2008).

EU szinten az erdők folyónövedéke az elmúlt 25 évben meghaladta a fakitermelés szintjét, az erdők szénmegkötése jelenleg az EU összes üvegházhatású gázkibocsátásának körülbelül 10%-át ellensúlyozza (Ceccherini et al., 2020; Wernick et al., 2021). Az EU erdeiben tárolt szén mennyisége jelenleg is növekszik (Ceccherini et al., 2020; Wernick et al., 2021). Ez a növekedés elsősorban az erdők hektáronkénti élőfakészletének növekedéséből adódik, nem pedig az erdőterület bővüléséből (Wernick et al., 2021; Lerink et al., 2022). Az európai erdők korosztályszerkezetét az idősebb erdők túlsúlya jellemzi, ezért a jelenlegi erdőgazdálkodási gyakorlat folytatása mellett megnövelt fakitermelés is lehetséges, mivel az idősebb erdők képesek magasabb fakitermelési szintet fenntartani (Nabuurs et al., 2018). Az erdők idősödése és az élőfakészlet országos léptékű jelentős növekedése, amely számos EU-országban tapasztalható, elkerülhetetlenül nagyobb sérülékenységet jelent az erdőkárokkal szemben (Lerink et al., 2023). A biotikus- és abiotikus károk és az éghajlatváltozás súlyos problémát jelentenek az európai erdőgazdálkodás számára (Verkerk et al., 2022; Lerink et al., 2023). A klímaváltozás Magyarországon is egyre kedvezőtlenebb termőhelyi viszonyokat teremt az erdők számára. Ezt számos klímakutatásra épülő hazai erdészeti klímaosztályozás is igazolta (Führer et al. 2022, Mátyás et al. 2022, Illés & Mórincz 2022, Gálos & Führer 2018, Mátyás et al. 2018, Führer 2018, Führer et al. 2013, Führer et al. 2011, Führer 2010). Emellett az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) adatai alapján is kimutatható, hogy 2006 és 2016 között jelentős kedvezőtlen változás volt megfigyelhető az erdőállományok klímabesorolásában (Kottek & Király 2019).

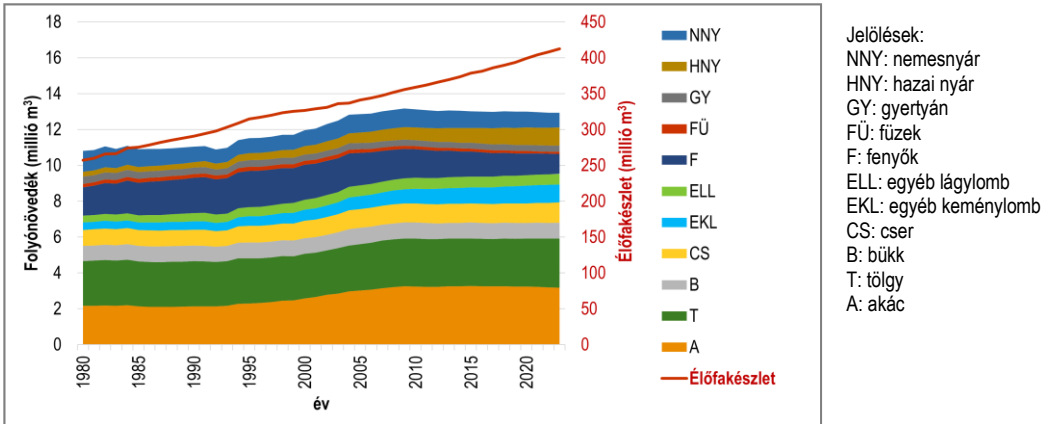
Az éghajlatváltozással és a fosszilis energiahordozók ellátásbiztonságával kapcsolatos aggodalmak új látásmódot teremtettek az erdőalapú gazdaságban. Mivel a faanyagot a bioökonómia klíma-barát erőforrásának tekinti (Hetemäki et al., 2017; Verkerk, 2022), amely hozzájárulhat az éghajlatváltozás mérsékléséhez a faipari termékekben, faépületekben történő hosszú távú széntároláson, illetve a fosszilis termékek és üzemanyagok helyettesítésén keresztül, ezért kiemelten fontos felmérni, hogy mennyi faanyag termelhető ki a fenntarthatósági szempontok sérülése nélkül. Az európai erdészeti szektorra vonatkozó prognózis szerint az iparifa kihozatal 25%-os növekedése várható 2040-ig (UNECE/FAO, 2021). Nabuurs et al. (2018) előrejelzése szerint pedig az európai fakitermelés akár 33%-kal is növekedhet. Lerink et al. (2023) 90 millió m³/év további fakitermelési potenciált prognosztizálnak európai szinten.

Ugyanakkor az erdők különböző funkciói közötti ellentétek akadályt jelenthetnek a fokozott fakitermelés számára (Verkerk et al., 2014; Lerink et al., 2023). Az Európai Erdészeti Intézet jelentése (Verkerk et al., 2022) kiemeli, hogy az erdőalapú klímamitigációs potenciál maximalizálása érdekében az egyes mitigációs tevékenységeket optimális módon kell kombinálni, figyelembe véve a szinergiákat és a negatív kölcsönhatásokat is. Kottek et al. (2023a) szerint ez az erdőterületek funkciók szerinti elkülönítése útján valósítható meg leghatékonyabban. E megközelítés szerint a magas természetvédelmi értékű, védett erdők szerepe elsősorban a biodiverzitás védelme, az ökoszisztéma-szolgáltatások biztosítása és az éghajlatváltozás mérséklése a fákban, holt faanyagban és a talajban történő széntárolás útján, ezzel szemben a természetvédelmi oltalom alatt nem álló, és az alacsonyabb természetességi állapotú erdők és faültetvények szerepe a szénmegkötés és ezáltal alapanyag biztosítása a magas minőségű faipari termékekben megvalósuló széntároláshoz (Kottek et al., 2023a).

Jelen tanulmányunk célja a hazai fakitermelési potenciál előrejelzése a 2023-2100 időszakra. Az elemzés során az erdőtervezés által meghatározott vágásérettségi korokat használtuk. A vágásérettségi előírások hivatalos ajánlások a véghasználat időpontjára vonatkozóan, amelyek meghatározzák azt a kort, amely kor felett az állomány kitermelése szakmailag javasolható és engedélyezett. Tanulmányunkban először azt vizsgáltuk, hogy a vágásérettségi koroknál idősebb, azaz túltartott állományokban felhalmozódott élőfakészlet milyen nagyságrendű. Másodsorban pedig előre jeleztük a 2100-ig terjedő időszakban rendelkezésre álló hozami lehetőségeket. A prognózis során a fajösszetétel, az erdőterület, a korosztály-dinamika változatlanágát feltételeztük, valamint az Erdészeti Hatóság által az Erdőtervekben meghatározott eredeti vágásérettségi előírásokat mindvégig változatlanul hagytuk.

ADAT ÉS MÓDSZER

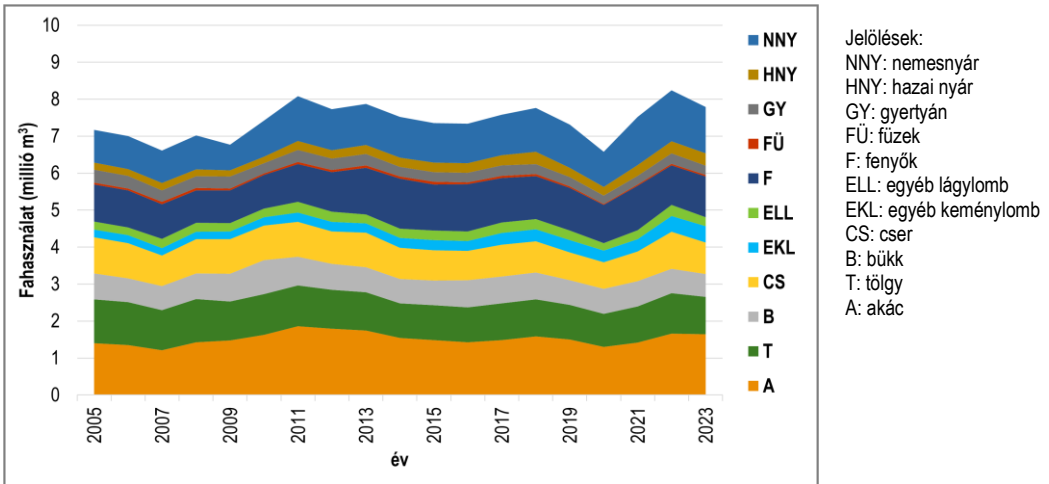
A 2023-as statisztikák szerint Magyarország területének 22,3%-át erdők borítják. A hazai erdők élőfakészlete 2023-ban 412 millió m³ volt, míg az éves folyónövedék átlaga az elmúlt tíz évben 13,0 millió m³-t tett ki (1. ábra).



1. ábra: A hazai erdők élőfakészlete és fajcsoportonkénti folyónövedéke az 1980-2023 időszakban

Figure 1: Total standing volume and annual increment of the Hungarian forests by tree species groups between 1980 and 2023

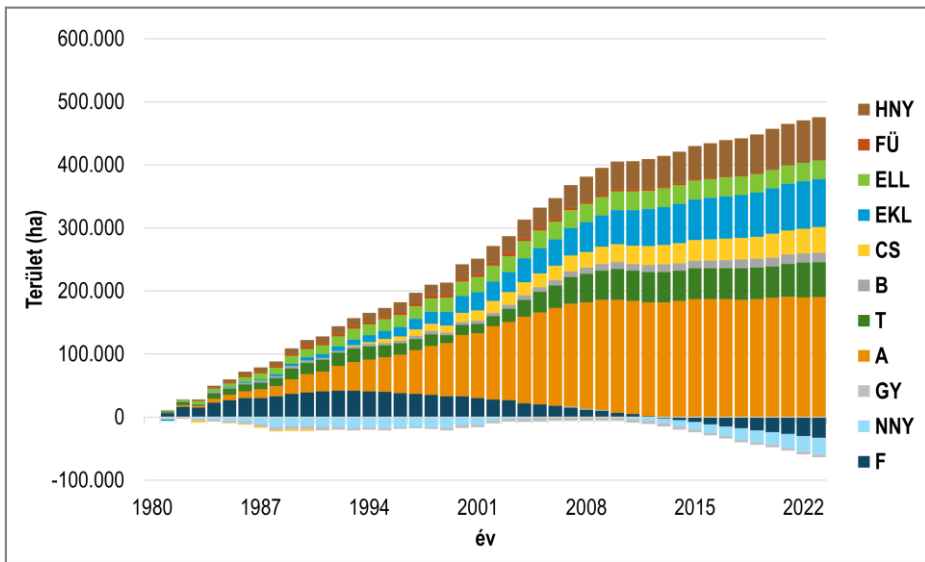
Az éves folyónövedék nagysága az 1980-as 10,8 millió m³-es szintről 2023-ra 13,0 millió m³-es szintre nőtt (AM 2025). Az éves fakitermelés mennyisége az elmúlt tizenöt évben viszonylag stabil volt, és körülbelül 7 millió m³ körül mozgott (2. ábra; AM 2025).



2. ábra: Fahasználat fajcsoportonként a 2005-2023 időszakban

Figure 2: Total harvested volume by tree species groups between 2005 and 2023

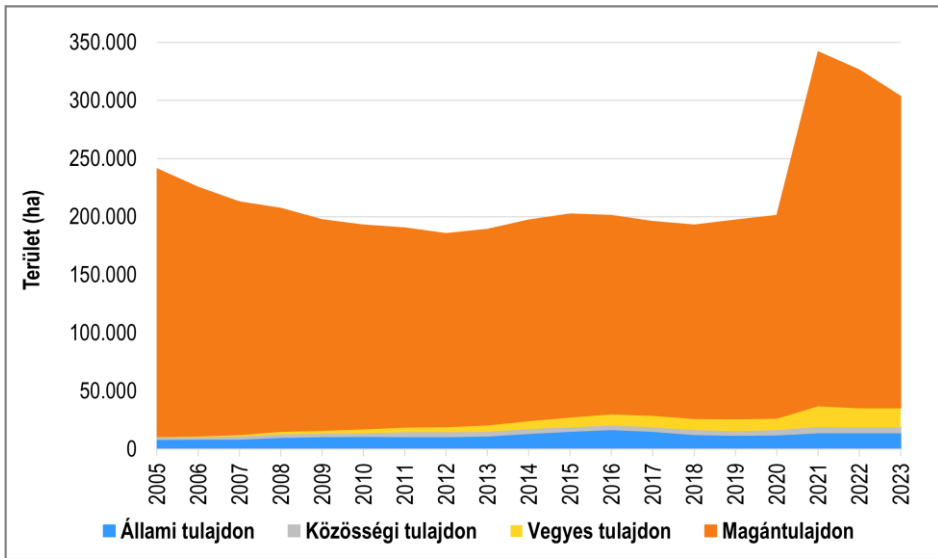
Magyarország erdőterülete 1980 óta 349 ezer hektárral nőtt (3. ábra). Az elmúlt évtizedek erdőtelepítéseit jellemzően kedvezőtlen termőhelyi körülmények között végezték. Magyarországon az erdők több mint 40%-át idegenhonos fafajok alkotják.



3. ábra: A hazai erdőterület változásai fafajcsoportonként az 1980-2023 időszakban
 Figure 3: Changes in the Hungarian forest area between 1980 and 2023 by tree species groups

Az állami tulajdonban lévő 1,1 millió hektár erdő döntő többségét 21 állami erdőgazdaság kezeli, míg a magánerdők 450 000 magánszemély tulajdonában vannak, és közel 34 000 gazdálkodó kezelésében vannak, akik jellemzően kis, fragmentált területeket kezelnek (az átlagos gazdálkodási terület nagysága körülbelül 17 hektár). Magyarországon a rendszerváltást követően a mezőgazdasági földek és erdők privatizációja kárpótlási jegyek segítségével és részben a termelőszövetkezetek területének vagyonnevesítésével történt (Mertl és Schiberna 2022). Azonban sok esetben a kárpótlási jegyeket idős személyek kapták, akik nem voltak képesek a földet megművelni, vagy olyanok, akik csak történelmi kapcsolatban álltak a földdel, és nem rendelkeztek a kezeléséhez szükséges szakértelemmel (Udvarhelyi 2018).

A másik probléma az volt, hogy a kárpótlási jegy alapú privatizáció osztatlan közös tulajdont hozott létre, így a magánerdőket számos esetben sok magánszemély közösen birtokolja (Mertl és Schiberna 2022). Ennek eredményeképpen a magánerdő-birtok jelentős része gazdálkodó nélkül maradt. Több mint 30 évvel a politikai rendszerváltás után a magánerdő-területek szétagolt tulajdon-szerkezetének konszolidációja továbbra is kihívást jelent, és sok magánerdő továbbra is kezeletlen (4. ábra). A gazdálkodó nélküli területek 2021-es hirtelen növekedése (4. ábra) egy új jogi rendelkezésnek, azaz a megbízási szerződésen alapuló erdőgazdálkodás megszüntetésének tulajdonítható.



4. ábra: A gazdálkodó nélküli erdők területe a 2005-2023 időszakban
 Figure 4: Area of unmanaged forests in Hungary between 2005 and 2023

Jelen vizsgálatunkhoz az Országos Erdőállomány Adattár (OEA) használtuk adatforrásként. Az OEA a hazai erdészeti szakigazgatás hivatalos adatbázisa, amely az erdőkre vonatkozó adatokat erdőrésztel szinten tárolja. Az erdőrészteltek átlagos területe hazánkban 4 hektár, és viszonylag homogén faállománnyal rendelkeznek (Tobisch és Kottek 2013). Az OEA-ben digitális térképek és több mint 300 numerikus attribútum érhető el minden erdőrésztelhez. Többek között rendelkezésre állnak adatok az egyes erdőrészteltek tulajdonforma szerinti besorolásáról, az erdőgazdálkodó nevééről, a területről és a védettségi státuszról, termőhelyi jellemzőkről, talajmintavételek eredményeiről, dendrometriai paraméterekről, fajaj-összetételről, fakitermelési előírásokról, erdősítési előírásokról, valamint a végrehajtott fakitermelésekről és erdősítésekről is.

A fajasor az erdőrésztel aleggysége. Az azonos részleten belüli fajasorok legalább egy attribútumukban különböznek egymástól, mely leggyakrabban a fajaj, az eredet, a kor vagy a szint. Az egyes erdőrészteltek élőfakészletére vonatkozó adatok fajasorokra bontva kerülnek tárolásra. Az OEA több mint egymillió fajasor adatait tartalmazza.

Magyarországon az erdőterület körülbelül egytizedén történik évente erdőtervezés. Az Erdőtervek terepi felmérések alapján készülnek, és tartalmazzák a következő 10 évben elvégzendő feladatokat és azok javasolt ütemezését. Az erdőtervező minden fajasorra vonatkozóan meghatározza a vágásérettségi kort a helyi viszonyok és a fenntartható erdőgazdálkodás feltételeinek figyelembevételével. Tanulmányunkban az erdőtervi vágásérettségi korokra vonatkozó adatokat használtuk fel a fakitermelési potenciál meghatározásához.

Vizsgálatunk első célja az volt, hogy megállapítsuk a túltartott állományokban felhalmozódott faanyag mennyiségét, amely megnövekedett kereslet esetén kitermelhető lenne. Az erdőtervekben meghatározott vágásérettségi előírásokat használtuk, amelyeket az OEA minden fajasorra vonatkozóan tárol. A vágásérettségi előírások hivatalos véghasználati ajánlások, amelyek meghatározzák a faállomány azon korát, mely felett az kitermelhető, bár ezen életkorban a fakitermelés nem

kötelező. Túltartottnak tekintettük azokat az állományokat, amelyek tényleges kora meghaladta a vágásérettségi kort. Így a túltartott állományokat az alábbi kritérium szerint határoztuk meg:

$$\text{túltartott} = \text{igaz, ha vágásérettségi kor} < \text{kor,} \quad (1)$$

$$\text{túltartott} = \text{hamis, ha vágásérettségi kor} \geq \text{kor,} \quad (2)$$

ahol:

túltartott: a túltartottnak tekintett fafajsortok;

vágásérettségi kor: az Erdőtervben előírt vágásérettségi kor;

kor: a fafajsort kora.

Az OEA 2023-as statisztikai állapotából lekérdeztük a túltartott fafajsortok területét és élőfakészletét, majd fafajcsoportok szerint összegeztük azokat. Emellett lekérdeztük a túltartott állományok tulajdonforma szerinti (állami, magán, közösségi, egyes) megoszlását is.

A következő lépésben előre jeleztük a fakitermelésre rendelkezésre álló faanyag maximális mennyiségét 2100-ig változatlan fajösszetétel, erdőterület, korosztály-dinamika, valamint az Erdőtervekben meghatározott eredeti vágásérettségi előírások megőrzése mellett. Az ehhez a vizsgálathoz alkalmazott módszer az OEA-ban használt egyszerű hozamvizsgálati riport kiterjesztése volt. Ez a „Vágásérett állományok 30 éven belül” elnevezésű riport az OEA-ban standard lekérdezőként szerepel (Kovácsévics 2017) és a következő 30 évben véghasználatra előírt állományok fakészletét és területét adja meg. A módszert 77 évre terjesztettük ki, és a hozamszámítást éves bontásban végeztük a Gál (1988) által kidolgozott függvényesített fatermési táblák segítségével. A vizsgálatban a kiinduló állapot az OEA 2023-as statisztikai állapota volt.

$$\text{Kezdő év} = 2023. \quad (3)$$

$$\text{Befejező év} = 2100. \quad (4)$$

A 2023-as statisztikai állapotban tárolt fafajsortok közül kiválasztottuk azokat, amelyeknél az állomány vágásérettségi kora 300 év alatti volt, és ahol tarvágás, fokozatos felújítívágás, vagy a fahasználati nyilvántartás szerint egyéb termelésnek nevezett véghasználat volt előírva. A hagyásfákat nem vettük figyelembe, mivel az OEA nem rendel élőfakészletet ezekhez az állományalkotókhoz. A túltartott állományokat, amelyeknél a vágásérettségi kor alacsonyabb volt, mint az állomány tényleges életkora, kizártuk a vizsgálatból. Az egyes fafajsortok véghasználatának évét az alábbi módon számítottuk ki:

$$\text{VH}_\text{év}(0) = \text{kezdő év} + \text{vágásérettségi kor} - \text{kor,} \quad (5)$$

ahol:

VH_év: a véghasználat éve;

vágásérettségi kor: az Erdőtervben előírt vágásérettségi kor;

0: kezdő ciklus.



A véghasználatkor elérhető fakészletet Gál (1988) függvényesített fatermési tábláival határoztuk meg.

$$VH_fak(0) = Fak_ftt(fafaj, eredet, fto, vágásérettségi kor) * sűrűség(0) * terület(0), \quad (6)$$

ahol:

VH_fak: a véghasználatkor elérhető élőfakészlet;

Fak_ftt: a fatermési táblában meghatározott fakészlet;

sűrűség(0): elméleti sűrűség (az élőfakészlet és a fatermési tábla szerinti fakészlet aránya);

terület(0): az erdőrészlet területe.

$$Sűrűség(0) = elegyarány * záródás * lambda, \quad (7)$$

ahol:

lambda: sűrűség-korrektíós tényező.

A lambda segítségével határozható meg a mért lombkorona záródás alapján az állomány sűrűsége a fatermési táblás becslés során. Egyszerű hozam-előrejelzési modellünkben a sűrűséget állandónak tekintettük. A rövid vágásfordulóú fajok esetében szükséges volt az állományok felújításának szimulálása, hogy reális becsléseket kapjunk a teljes 77 éves időszakra. Ennek érdekében a rövid vágásfordulóú fajcsoportokat véghasználat után visszavittük a modellciklusba azonos fajfajjal, fatermőképességgel, sűrűséggel, területtel és vágásérettségi korról. Ez azt jelenti, hogy egy leegyszerűsített módszert alkalmaztunk, és feltételeztük, hogy minden véghasználatra kerülő állományt ugyanazzal a fajfajjal újítanak fel, és a teljes előrejelzési időszak alatt azonos fatermőképességű marad. Ez a módszertan tehát nem vette figyelembe az éghajlatváltozás hatásait, sem más zavarásokat, amelyek hozamosztály-változást okozhatnának, emellett nem számolt az erdőfelújítás során alkalmazott fajcserékkel sem.

A további ciklusokat (i) az alábbiak szerint vettük figyelembe:

$$i = 1 \dots i_{max}, \quad (8)$$

ahol:

$$VH_év(i) + i_{max} * vágásérettségi kor \leq \text{záró év}. \quad (9)$$

A ciklus „i”-edik ciklus véghasználatának éve és elérhető fatömege az alábbiak szerint került kiszámításra:

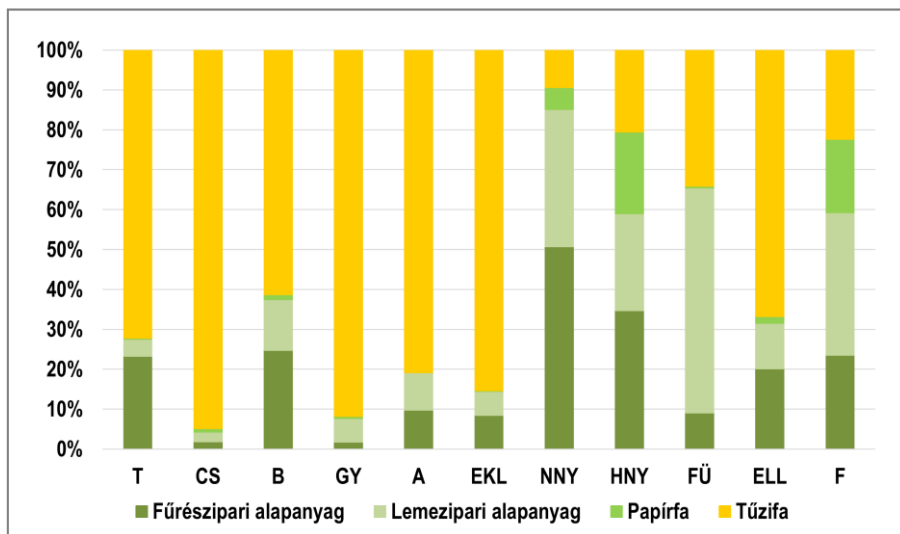
$$VH_év(i) = VH_év(0) + i * vágásérettségi kor, \quad (10)$$

$$VH_fak(i) = VH_fak(0). \quad (11)$$

Ezek után a becsült hozamokat fajcsoportok és a véghasználat éve (VH_év) szerint összegeztük. Az előrejelzett hozamok idősorain nem alkalmaztunk simítást. Az előhasználatból származó hozamokat a 2014–2023 közötti időszak átlagértékei alapján becsültük.

A létrehozott egyszerű hozam-előrejelzési modell validálása érdekében további modellfuttatásokat végeztünk. Ezek a modellfuttatások az 1980, 1990, 2000, 2010 és 2020 évekből indultak. Az eredményeket összehasonlítottuk egymással, valamint az eltérő modellfuttatások alapján becsült hozamokat a 2017–2021-es időszak átlagos fakitermelésével is összevetettük. Ebben a vizsgálatban az adatsorokat 10 éves mozgóátlaggal simítottuk az eredmények átláthatóságának növelése érdekében.

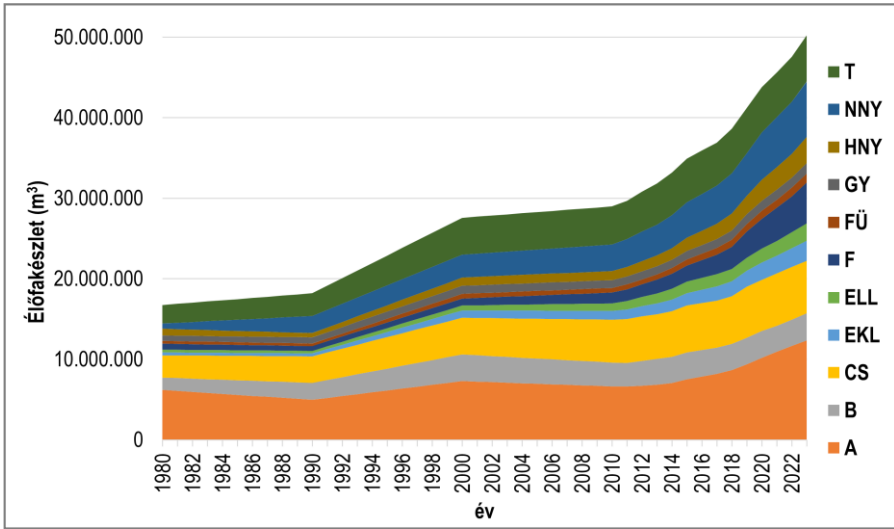
A jövőbeli választékösszetételre vonatkozó előrejelzéséhez a fajtacsoportok szerint rendelkezésre álló választékszerkezet adatokat használtuk az Országos Statisztikai Adatgyűjtési Programból (OSAP 2025). Az egyes fajtacsoportok választékösszetételét a 2019–2023-es időszak historikus átlagos választékösszetétele (5. ábra) alapján vetítettük előre. Ezután a négy fő választékot (fűrészipari alapanyag, lemezipari alapanyag, papírfa, tűzifa) összegeztük. A 2023 utáni új erdőtelepítések hozamaival a vizsgálatban nem számoltunk.



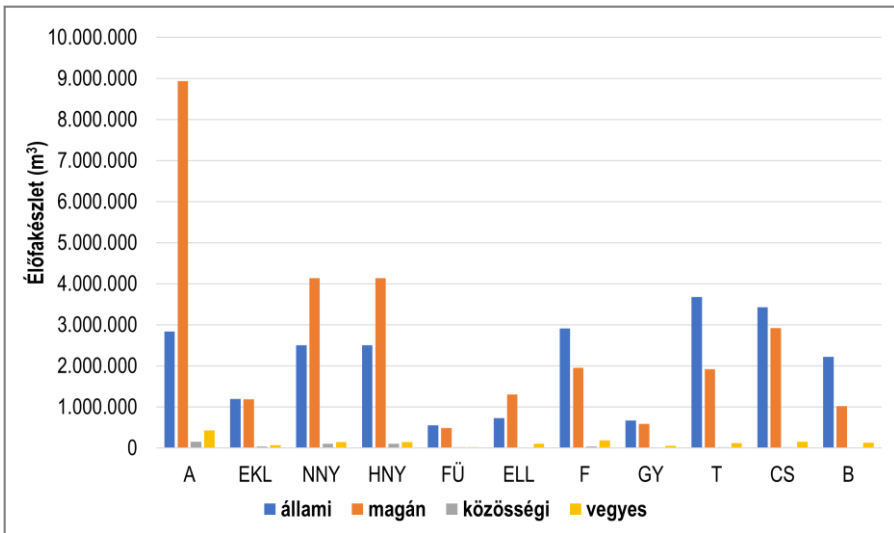
5. ábra: Fajtacsoportonkénti historikus választékszerkezet adatok a 2019-2023 időszakban (OSAP, 2025)
 Figure 5: Assortment composition of harvested wood according to the data of the National Statistical Data Collection Program (OSAP, 2025)

EREDMÉNYEK

Eredményeink szerint a túltartott állományok élőfakészlete jelentősen megnövekedett 1980 és 2023 között (6. ábra). 2023-ban 50,2 millió m³ volt a hazai túltartott erdők élőfakészlete. A rövid vágásfordulójú fajok esetében a túltartott állományok többsége magántulajdonban van, míg a hosszú vágásfordulójú fajok esetében a túltartott állományok nagyobb része állami tulajdonú. Összesen 23,23 millió m³ a túltartott állami tulajdonú erdők élőfakészlete, míg 28,60 millió m³ magántulajdon képez. Községi és egyéb tulajdonban összesen 2,07 millió m³ túltartott élőfakészlet található (7. ábra). A túltartott állományok élőfakészlet-növekedésének trendje 2000 óta egyre meredekebben emelkedő. Az utóbbi két évben több, mint 8 millió m³-rel emelkedett a túltartott élőfakészlet (1. táblázat).



6. ábra: A túltartott állományok élőfakészlete az 1980-2023 időszakban, fajcsoportonként
 Figure 6: Standing volume of overmature stands between 1980 and 2023 by tree species groups



7. ábra: A túltartott állományok élőfakészlete tulajdonforma szerint az OEA 2023-as adatai alapján
 Figure 7: Standing volume of the overmature stands by ownership form as of the 2023 state of the National Forestry Database

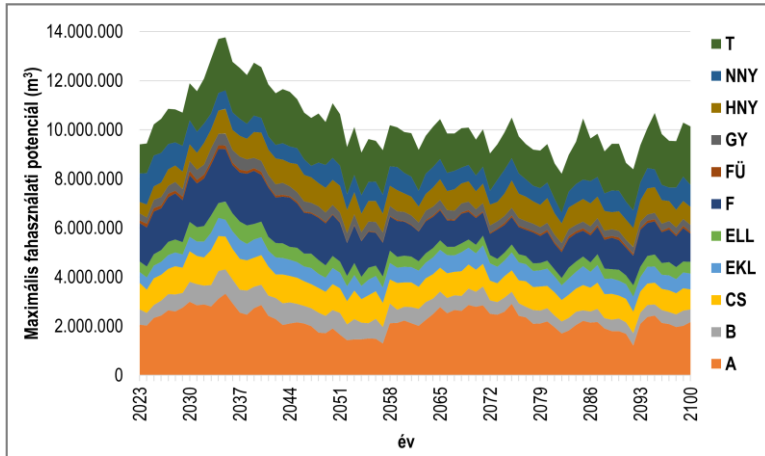
1. táblázat: A túltartott állományok élőfakészletének változása a 2021-2023 közötti két évben tulajdonforma és fajcsoport szerint az OEA 2023-as adatai alapján

Table 1: Change in the growing stock of overmature stands between 2021 and 2023 by ownership type and tree species group, based on the 2023 state of the National Forestry Database

Élőfakészlet változás 2021->2023 (m ³)	Állami	Magán	Közösségi	Vegyes	Mindösszesen
A	190.202	1.163.771	7.624	28.811	1.390.408
EKL	40.086	221.701	6.629	5.638	274.054
NNY	105.184	563.065	11.038	7.403	686.690
HNY	1.214.754	2.784.196	29.938	56.162	4.085.050
FÜ	53.503	60.714	-195	5.450	119.472
ELL	33.985	264.718	2.997	22.139	323.839
F	479.699	445.072	-3.635	20.374	941.510
GY	25.115	40.840	-2.224	7.149	70.880
T	601	161.128	-2.037	30.700	190.392
CS	-77.783	79.854	-4.224	14.764	12.611
B	115.027	55.571	451	12.042	183.091
Mindösszesen	2.180.373	5.840.630	46.362	210.632	8.277.997

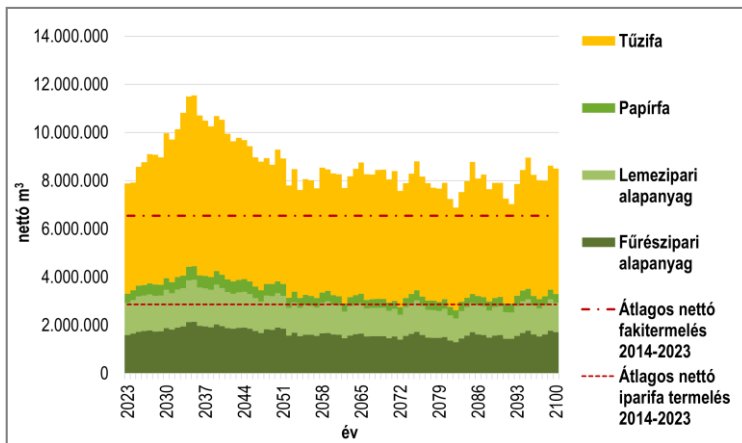
A 8. ábra a fakitermelésre rendelkezésre álló prognosztizált fakészleteket mutatja fajcsoportonként (beleértve az előhasználati- és a véghasználati hozami lehetőségeket is). Az ábrán nem szerepel a már 2023-ban is túltartott állományok élőfakészlete, sem későbbi hozamai. 2023 és 2035 között jelentős emelkedés figyelhető meg a fakitermelésre rendelkezésre álló faanyag mennyiségében. Az 2035 körüli években az évente rendelkezésre álló faanyag mennyisége meghaladja a 13,5 millió m³-t is. A 2023 és 2050 közötti időszakban évente átlagosan 11,5 millió m³ faanyag válik elérhetővé, ami évente plusz 4 millió m³ kitermelhető faanyagot jelent ebben az időszakban a 2014-2023-as átlagos fakitermelési szinthez képest. Ha ezt a teljes mennyiséget kitermelnék, a fakitermelés és a folyónövedék aránya a jelenlegi 58%-ról 88%-ra emelkedne. Ez 31%-os növekedést jelentene a fakitermelés és a folyónövedék arányának értékében, és 53%-os növekedést a kitermelt mennyiségben. 2050 után a projekció szerint a fahasználati potenciál értéke stabilizálódik körülbelül 9,5 millió m³ körüli szinten.

Bár a prognosztizált időszakban a teljes fakitermelési potenciál értéke nem csökken a historikus fakitermelési szint alá, fajcsoportonként egyenlőtlenségek figyelhetőek meg a rendelkezésre álló faanyag mennyiségének trendjeiben (8. ábra, M.1–M.11 ábrák). A bükk (*Fagus sylvatica*), a nemesnyárok, a fenyők és a fűzök (*Salix*) esetében jelentős csökkenés várható a kitermelhető faanyag mennyiségében. Vannak olyan fajcsoportok (pl. *Robinia pseudoacacia*, *Carpinus betulus*), ahol a projekciós időszak során nem figyelhető meg jelentős változás a kitermelésre rendelkezésre álló faanyag mennyiségében. Ugyanakkor a hazai nyárok és más kemény lombos fafajok esetében növekedés várható a potenciálisan kitermelhető mennyiségben.



8. ábra: A prognosztizált maximális fahasználati potenciál fajcsoportonként a 2023-2100 időszakban
 Figure 8: Projected standing volume becoming available for harvest by tree species groups in the period 2023-2100

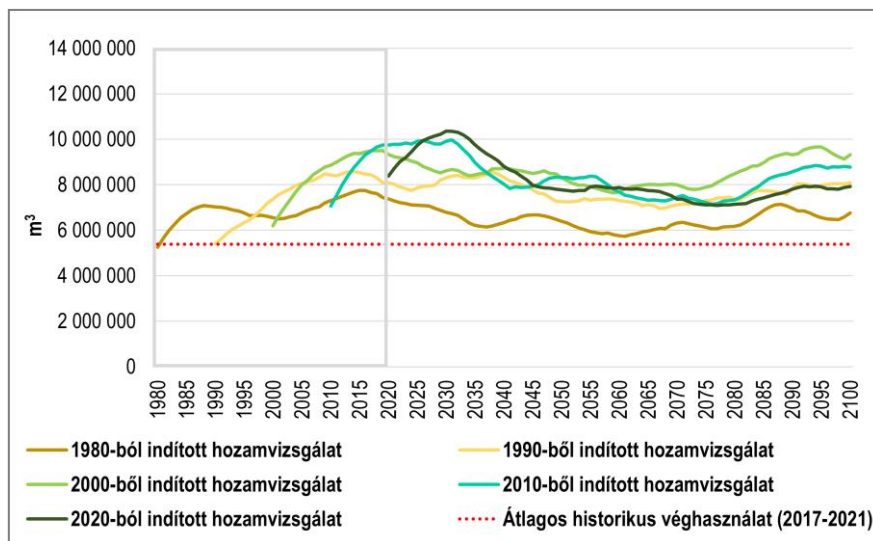
A 9. ábra a prognosztizált időszak (2020–2100) várható választék-összetételét mutatja. Az ábrán a piros szaggatott vonalak a 2014-2023-as időszak teljes átlagos nettó fakitermelési, illetve iparifa termelési szintjét jelölik. Az ábrán látható, hogy a kitermelésre rendelkezésre álló faanyag mennyisége a történelmi kitermelési szint felett van a projekciós időszak egészében. Ugyanakkor az iparifa, különösen a fűrészrönk esetében a tendencia nem ilyen kedvező, mivel az iparifa aránya csökkenő tendenciát mutat a prognosztizált időszakban. Az időszak első felében (2023–2050 között) az iparifa mennyisége várhatóan meghaladja a historikus átlagot, azonban az időszak második felében az iparifa termelés csökkenő tendenciát mutat, és néhány évben (2072, 2081 és 2082) még a 2014-2023-as átlag alá is esik.



9. ábra: A maximális fahasználati potenciál prognosztizált választékszerkezete a 2023-2100 időszakban összevetve a 2014-2023 időszak fahasználatának átlagértékeivel

Figure 9: Projected assortment composition of wood becoming available for harvest as compared to the average level of 2014-2023 wood production

A 10. ábra az eltérő kezdőévekből (1980, 1990, 2000, 2010 és 2020) indított validáló modellfutások eredményeit mutatja. Az ábrán az egyes modellfutások által előrejelzett kitermelhető faanyag mennyiségét összehasonlítottuk a 2017–2021-es időszak átlagos véghasználat szintjével. Noha az erdőterület 1980-ban több mint 300 ezer hektárral kisebb volt, mint a 2020. évi erdőterület, már az 1980-as OEA állapot alapján készült előrejelzésben is meghaladja a kitermelésre rendelkezésre álló faanyag prognosztizált mennyisége a 2017–2021-es átlagos véghasználati szintet. Az 1980-as OEA állapotból indított előrejelzés csak az akkori erdőterület (azaz 1,6 millió hektár) hozamait veszi figyelembe. A későbbi időpontokból indított előrejelzések esetében fokozatos növekedés figyelhető meg a hozami lehetőségekben. Az 1990, 2000, 2010 és 2020 kezdőévekből indított projekciókban fokozatosan megjelenő megemelkedett szintű hozami lehetőség figyelhető meg a 2020 és 2045 közötti időszakban.



10. ábra: Az OEA 1980-as, 1990-es, 2000-es, 2010-es, illetve 2020-as statisztikai állapotából indított hozamvizsgálatok által előre jelzett véghasználati hozami lehetőségek mértéke, összevetve az átlagos (2017-2021) historikus véghasználat volumenével. (A prognosztizált hozamok simított adatait ábráztuk, melyeket 10 éves mozgóátlagokkal készítettünk.)

Figure 10: The results of model runs initiated from the 1980, 1990, 2000, 2010 and 2020 state of the National Forestry Database as compared to the average harvest level of the 2017-2021 years. (The data series are smoothed using a 10-year moving average.)

DISZKUSSZIÓ

Eredményeink szerint 50,2 millió m³, azaz a hazai élőfakészlet 12,2%-a túltartott, azaz a faállomány tényleges kora meghaladja az Erdőtervben meghatározott vágásérettségi korát. A túltartott állományok fatérfogata az elmúlt 43 évben háromszorosára nőtt. Ezt a jelenséget részben az magyarázza, hogy a magántulajdonú erdőterület jelentős része, körülbelül 300 ezer hektár (AM 2025) a rendezetlen tulajdoni viszonyok miatt kezeletlen.



A rendezetlen tulajdoni viszonyok mellett a fakitermelést gyakran jogszabályi korlátozások akadályozzák például az egybefüggő vágásterületek kiterjedésének maximalizálásával. Az éghajlatváltozás sok esetben negatívan hat az erdőfelújítás sikerére is, késedelmeket okozva az előírt felújításokban. Az elhúzódó felújítási időszakok pedig blokkolják a véghasználatokat a szomszédos állományokban. Ennek következtében sok vágásérett állomány nem kap kitermelési engedélyt és minőségromlást szenved, mielőtt le tudnák vágni. Sok esetben ezt a területi korlátozást az egykorú nemesnyár ültetvényekre is alkalmazzák, amelyeket nagy területen egyszerre ültettek. Ezen állományok esetében a vágásérettségi kor elérésekor az egész területet egyszerre kellene véghasználni, majd felújítani. Ilyen esetekben még egy-két évnyi kitermelési korlátozás is jelentős értékcsökkenést eredményezhet.

Emellett a gazdaságossági küszöb alatti erdők növekvő aránya is hozzájárulhat a kitermelés elmaradásához és az észlelt fakészlet-felhalmozódáshoz. A gazdasági küszöb alatti szürke nyár erdők esetében a kitermelt fa értéke jelenleg nem fedezi a kitermelés és a felújítás költségeit, emiatt is indokolt ezen fajokra alapozott faipari innováció. A túltartott akác állományok rendkívül magas arányához az is hozzájárul, hogy védett területeken az akácokat őshonos fajokkal kellene felújítani. Emiatt a tulajdonosok elhalasztják vagy feladják a véghasználatot.

A gazdálkodó nélküli túltartott erdők jelentősége óriási, mivel ezek a faállományok felhasználatlan tartalmakat jelentenek, amelyek a fa iránti növekvő kereslet kielégítésére elérhetőek lennének, ha a tulajdoni viszonyok rendezetté válnának. Ha azonban a jelenlegi állapotok és gyakorlatok folytatódnak, a túltartott fakészletek jelentős minőségromlásra mehetnek keresztül, ami piacképességüket nagy mértékben csökkentheti. Ezt a tendenciát csak súlyosítja az, hogy az előhasználatok is rendszerint elmaradnak, az állományok a véghasználat előtt is kezeletlenek, fejlődésük a későbbi faanyag-kihozatal szempontjából nem optimális. Az erdeink jelenleg az erdőnevelési modelltáblákhoz képest sűrűbben tartottak, magas az öngyérülés aránya és az erdőkben felhalmozódó holt faanyag mennyisége. A holtfa fontos az ökoszisztéma működése szempontjából, és a biodiverzitás fenntartásában. Azonban a túlzott mértékű holtfa felhalmozódás kedvezőtlen is lehet a megnövekedett tűzkockázat miatt. Továbbá, mivel az elhalt fa lebomlása szén-dioxid kibocsátást eredményez az erdőkben, a fa beépítése hosszú élettartamú faipari termékekbe klímamitigációs szempontból kedvezőbb megoldás lenne. Összességében elmondható, hogy az elmúlt évtizedekben a magyar erdőkben növekvő fakészlet-felhalmozódás történt, és jelenleg hatalmas mennyiségben állnak rendelkezésre túltartott fakészletek, amelyek a fa iránti növekvő kereslet kielégítésére elérhetőek lennének.

Tanulmányunkban egyszerű hozamprognózis alkalmazásával azt is megvizsgáltuk, hogy 2100-ig mekkora mennyiségű fa válik elérhetővé összességében az elő- és véghasználati lehetőségek alapján. Ebben a vizsgálatban a már túltartott állományokat kizártuk, és csak azokat az állományokat vettük figyelembe, amelyek az elkövetkező években érik el a vágásérettségi korukat. Eredményeink szerint még a problémás tulajdoni viszonyokkal rendelkező túltartott állományok kitermelése nélkül is évente több faanyag válik elérhetővé, mint a 2014-2023-as évek átlagos fakitermelési szintje.

A 2023-2050-es időszakban további 53%-os fahasználati potenciál áll rendelkezésre, ami maximálisan további 4 millió m³ fahasználati lehetőséget jelent évente a 2023-ban már túltartott állományok kitermelése nélkül is. A túltartott állományok figyelembevételével további 50,2 millió m³ faanyag válna elérhetővé. Ha ezt a mennyiséget a 2050-ig tartó időszakban egyenletesen elosztjuk, akkor évente 1,86 millió m³ további fahasználati lehetőséget kapunk a 4 millió m³-es értéken felül, azaz összesen 5,86 millió m³-t.

Derink et al. (2023) tanulmányában a szakirodalom áttekintése, valamint modellezés segítségével kvantifikálta a maximálisan elérhető, illetve a reálisan elérhető többlet hozami lehetőségeket

Európában. Magyarországra vonatkozóan a reálisan elérhető kitermelési potenciált 1,294 millió m³-re, míg a maximális potenciált 3,668 millió m³-re becsülték (Lerink et al. 2023). A mi becslésünk a maximális kitermelési potenciálra (a már túltartott állományok kitermelése nélkül) a Lerink et al. (2023) által becsült érték 109%-a. Mi a vizsgálatunkban nem értékeltük a teljes prognosztizált fakitermelési potenciál mobilizálásához szükséges költségvonzatot.

A magántulajdonú erdők fakitermelési potenciáljának hasznosítása érdekében megfelelő szakmai integrációra, valamint térinformatikai támogatásra is szükség lenne. A kitermelhető faanyag mennyiségére és értékére vonatkozó pontos és földrajzilag meghatározott adatok újszerű vállalkozói kultúra és innovatív megoldások (például térinformatikai szolgáltatások kialakítása, webes erdőgazdálkodói platformok pl. Metsään.fi, Forest Hub, logisztikai feladatokat támogató mobil alkalmazások, útvonal-optimalizáló rendszerek, közösségi üzleti modellek) elterjedését alapozhatnák meg az erdészeti- és faipari szektorban.

Az OEA 1980-as állapotából indított modellszámítások esetében állandó szintű kitermelési potenciál figyelhető meg a prognosztizált időszakban (10. ábra). Azonban az 1990, 2000, 2010 és 2020 állapotból indított modellszámításokban egy fokozatosan kialakuló „púpot” figyelhetünk meg, amely egyrészt fokozatosan jobbra tolódik az időegyenesen, másrészt egyre magasabb, azaz a 2020-2045-ös időszakra egyre növekvő kitermelési potenciált vetít előre. Az összesített kitermelési lehetőségek növekedése a modellezésben az 1980 és 2020 között végzett erdőtelepítéseknek tudható be. Azonban a 2020-2045 közötti növekvő csúcs nem kapcsolódik az erdőtelepítéshez. Sok esetben, amikor egy állomány eléri az előírt vágásérettségi kort, de nem termelik ki, a következő erdőtervezési ciklusban az erdőtervezés módosítja a véghasználati előírást, és 5-25 évvel megnöveli a vágásérettségi kort. Így ezek az állományok nem szerepelnek a statisztikákban túltartott állományként, bár már meghaladták az eredeti vágásérettségi korukat. Ezek az állományok „elhalasztott” véghasználati lehetőségként definiálhatók, és a túltartott állományok mellett további fakészlet-tartalékokat jelentenek. A 10. ábrán figyelemmel kísérhetjük ennek az „elhalasztott” faállomány-tartaléknak a fokozatos növekedését, amely a 2020-2045-ös időszakban további kitermelési potenciálként jelenik meg.

A jelenlegi korosztály szerkezet öröklött hatása szintén hatással van a prognosztizált kitermelési potenciálra, amit az M.1–M.11 ábrákon figyelhetünk meg. Akác esetében a korosztályszerkezet periodikus hatást gyakorol a kitermelésre elérhető fa mennyiségére, míg a hosszú vágásfordulójú fajok esetében csúcspontok figyelhetők meg, amelyek egy adott korosztály túlreprerzentáltságának következményei.

A prognózis időszakának első részében (azaz 2023-2050 között) a kitermelhető iparifa mennyisége várhatóan meghaladja az iparifa termelés historikus szintjét. Azonban a prognosztizált időszak második felében az iparifa hozam csökkenő tendenciát mutat, és néhány évben még a 2014-2023-as átlag alá is esik. Ez a jelenség részben a magyar erdők öröklött korosztályszerkezetének hatása, ami a tradicionálisan magas iparifa hozamot adó fafajok, mint a fenyők és bükk esetében a kitermelhető fa csökkenését eredményezi. A másik ok a jogszabályi előírás, mely szerint a nemesnyár állományokat hazai nyár állományokkal kell helyettesíteni a természetvédelmi területeken. Ez a rendelkezésre álló iparifa mennyiség csökkenéséhez vezet, mivel az őshonos nyárak jelenleg alacsonyabb iparifa kitermelést produkálnak. Egyes fafajcsoportok esetében (mint például az akác, hazai nyár, egyéb kemény lombos fafajok és a kocsányos tölgy) a kitermelhető fa mennyisége ugyanazon a szinten marad vagy akár nő is, de ez nem kompenzálja az ipari fa hozam csökkenését, mivel ezek a fafajok jelentősen alacsonyabb iparifa kitermelést adnak, és elsősorban tűzifát termelnek a jelenlegi gyakorlat szerint.

Az iparifa csökkenő elérhetősége a prognosztizált időszak második felében kiemeli az innováció fontosságát a fagazdasági szektorban. Ajánlott új terméktípusokat tervezni és új gyártási folyamatokat fejleszteni annak érdekében, hogy a jelenleg ipari célra kevésbé használt fafajokból származó



faanyagot hosszú élettartamú faipari termékek előállítására tudjuk felhasználni. Ezt a következtetést tovább erősíti az a tény, hogy az éghajlatváltozás következtében sok fafaj a jövőben csökkenő elterjedési területtel lesz jellemezhető Európában (Verkerk et al. 2022) és Magyarországon (Illés és Móricz 2022). Jelenleg a magyar erdőkben a leginkább érintett fafajok a bükk és a lucfenyő (*Picea abies*). A bükk populációk hazánkban a szárazsági elterjedési határuk közelében helyezkednek el, és az alacsonyabb fekvésű bükkösök nagy része el fog tűnni a század második felére a hőmérséklet felmelegedése és a szárazodás következtében (Mátyás et al. 2010). A lucfenyő várhatóan majdnem eltűnik az alacsony és középmagas fekvésű területekről Közép-, Kelet- és Dél-Európában (Verkerk et al. 2022), az elmúlt évtizedekben egyre több kár érte a lucosokat Magyarországon is (Mátyás et al. 2018; Ujvári-Jármay et al. 2016; Lakatos 1999). Az érintett erdőket folyamatosan átalakítják stabilabb gyertyános-tölgyes állományokká, és a jövőben a szárazságtűrő fafajok, mint a cser (*Quercus cerris*), az őshonos nyárak és az akác (*Robinia pseudoacacia*) várhatóan nagy területeket nyernek, és domináns fafajokká válnak a faipari termelésben. A tölgyesekhez kapcsolódó elegyfajok fontossága is valószínűleg növekedni fog. Mindezek alapján az erdőipari innováció és az új szárazságtűrő fafajok bevonása a magas minőségű faipari termékek előállításába nagy jelentőséggel bír, és elkerülhetetlennek tűnik.

Az új, innovatív faipari termékek egyik fontos előnye lehetne a nagyobb arányú újrahasznosítás vagy újrafelhasználás lehetősége. Ezenkívül biztosítani kellene, hogy a termékek életciklusának végén keletkező hulladékot költséghatékonyan, alacsony károsanyag kibocsátással lehessen komposztálni vagy elégetni. Ez óriási előnyt jelentene a fa számára a polisztirol vagy kőzetgyapot szigetelőanyagokkal szemben, és versenyképessé tenné a fát más műanyag termékekkel szemben is. Az is fontos, hogy az új típusú, innovatív fatermékeket nagy mennyiségben, versenyképes áron lehessen előállítani, hogy minden piaci szereplő számára előnyösebbek legyenek az alternatíváknál. Erre kínálhat lehetőséget egy speciális támogatási rendszer kidolgozása az új faalapú termék típusok bevezetésére.

Fontos hangsúlyozni, hogy a vizsgálatunk módszertana nem vette figyelembe a folyamatban lévő klímaváltozás hatásait, és nem számolt az erdőfelújítás során történő fafajcserékkel sem. Egy nagyon leegyszerűsített módszert használtunk, és feltételeztük, hogy a véghasználatra kerülő állományokat ugyanazokkal a fafajokkal újítják fel, és a teljes előrejelzési időszak alatt ugyanabban a fatermési osztályban maradnak. A legvalószínűbb forgatókönyvek szerint a klímaváltozás a prognosztizált időszakban az erdők csökkent produktivitásához és fokozott mortalitásához vezethet. Emellett szélsőséges biotikus vagy abiotikus károk is valószínűsíthetőek. A természetes bolygatások intenzitása és gyakorisága növekedhet, ezáltal megzavarva az erdei ökoszisztéma széntárolásához kapcsolható előnyöket. A várható erdőkárok emellett csökkenthetik az ipari feldolgozásra elérhető faanyag mennyiségét és minőségét is. Azonban ezen hatások mértéke és időbeli lefutása még nem került kellően feltárássra. Ez a tudáshiány indokolta az ErdőLab projekt (Borovics 2022) elindítását is, amely a magyar erdőipar klímamitigációs és alkalmazkodási lehetőségeivel foglalkozik, megvalósítva az összes releváns tudományterület integratív együttműködését. Az ErdőLab projekt eredményeit egy összetettebb erdőállomány prognózisba fogjuk beépíteni, amely különböző klímaforgatókönyveket és több klímamitigációs és alkalmazkodási intézkedés hatását fogja vizsgálni. A jelenlegi tanulmány összehasonlításai alapként fog szolgálni az ErdőLab projekt keretében vizsgált forgatókönyvek eredményeinek értékeléséhez. Emellett a jövőben azt is tervezzük, hogy megvizsgáljuk a reálisan elérhető fakitermelési potenciál nagyságát, és megoldásokat dolgozunk ki annak mozgósítására.

ÖSSZEFOGLALÁS

Ebben a tanulmányban először megvizsgáltuk a túltartott állományokban felhalmozódott fakészletek mennyiségét, amely a fa iránti megnövekedett kereslet esetén kitermelésre rendelkezésre állhat. Másodsor, egy egyszerű hozamvizsgálati modell segítségével, az OEA adatai alapján, előrejeleztük az elő- és véghasználati hozami lehetőségeket a 2023–2100 közötti időszakban.

Eredményeink szerint Magyarországon az élőkészlet 12,2%-a túltartott, és a túltartott állományok élőkészlete az elmúlt 43 évben megháromszorozódott. A túltartott erdeink jelentősége hatalmas, mivel kihasználatlan fahasználati potenciált képviselnek, amely a faanyag iránti növekvő kereslet kielégítésére rendelkezésre állhat. Azonban, ha a jelenlegi feltételek és gyakorlatok folytatódnak, a nagy mennyiségű túltartott faanyag jelentős minőségromláson mehet keresztül, és akár el is veszítheti piacképességét. Ezen megújuló és megújítható természeti erőforrás mozgósításához az erdőgazdálkodási gyakorlatok megváltoztatására és új faipari innovációkra lesz szükség.

Előrejelzésünk szerint még a gyakran problémás tulajdonosi szerkezettel jellemezhető túltartott állományok bevonása nélkül is több faanyag válik évente kitermelésre elérhetővé a prognosztizált időszakban, mint a 2014-2023-as évek átlagos kitermelési szintje. A 2023 és 2050 közötti években különösen magas kitermelési lehetőségek várhatóak, egyes években akár évi 10–13,5 millió m³ is elérhetővé válhat.

A fakitermelés historikus szintjéhez viszonyítva akár 53%-os növekedést is el lehetne érni, ami azt jelenti, hogy 2050-ig jelentős faanyag-többlet áll majd rendelkezésre, ami lehetővé teszi a fakitermelés fenntartható növelését a növekvő faanyagkereslet kielégítésére.

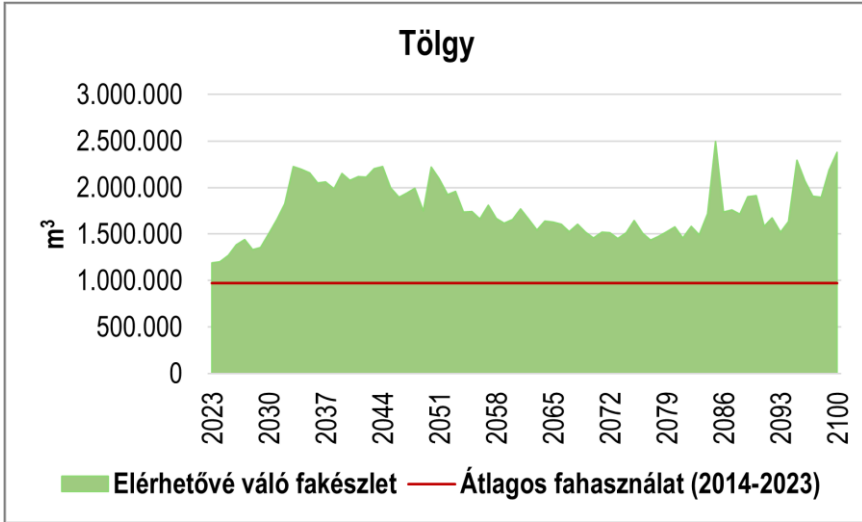
Következtetésként megállapítjuk, hogy ez a kiegészítő kitermelési lehetőség egyfajta „hotspotként” értelmezhető, és ennek az erőforrásnak a hasznosítása az elkövetkező évtizedekben a magyar erdőipar egyik legfontosabb kihívása lesz. A vágásérett állományok nagyobb területű véghasználata egyben lehetőséget kínálna fajajcserékre, valamint preadaptált és klímarezisztens szaporítóanyag források nagy léptékű alkalmazására. Ezek, illetve más adaptációs stratégiák együttes bevetése segíthet felgyorsítani a magyar erdők alkalmazkodását a folyamatban lévő klímaváltozáshoz.

Az előrejelzési időszak első felében (2023–2050 között) az ipari célra kitermelhető faanyag mennyisége várhatóan a történelmi iparifa termelés átlagos szintje felett lesz. Azonban az előrejelzési időszak második felében az iparifa hozam csökkenő tendenciát mutat, és még a 2014-2023-as évek átlagos szintje alá is esik egyes években. Az iparifa csökkenő elérhetősége az előrejelzési időszak második felében rámutat az innováció fontosságára a faiparban. Megállapíthatjuk, hogy ajánlott új terméktípusok tervezése és új gyártási folyamatok fejlesztése annak érdekében, hogy a hosszú élet-tartamú faipari termékekhez felhasználható legyen a jelenleg ipari szempontból alulhasznosított fafajok faanyaga.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

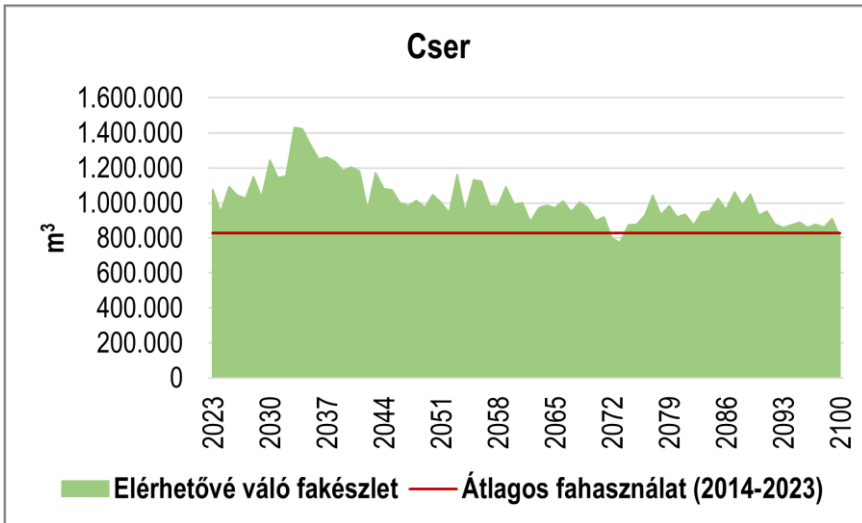
Jelen publikáció a „TKP2021-NKTA-43 azonosítószámú ErdőLab” projekt keretében az Innovációs és Technológiai Minisztérium (jogutód: Kulturális és Innovációs Minisztérium) Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a TKP2021-NKTA pályázati program finanszírozásában valósult meg.

MELLÉKLET



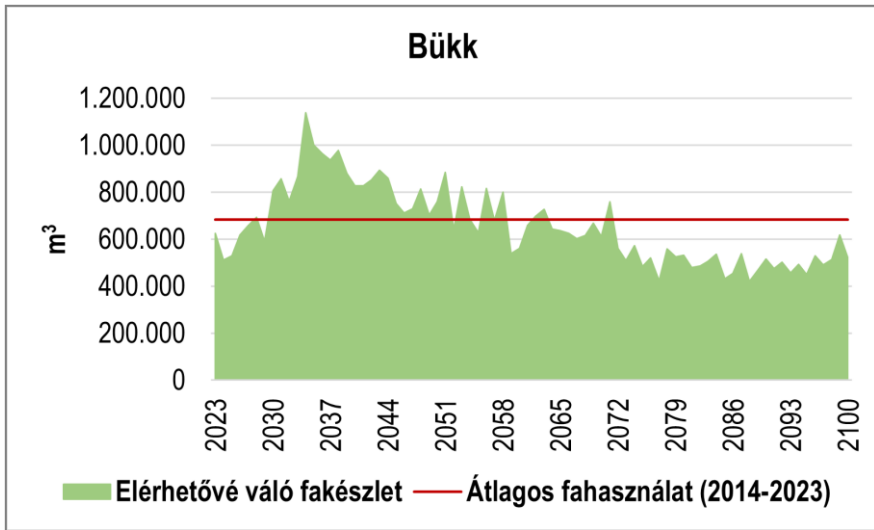
M.1. ábra: Maximális tölgy (*Quercus*) fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.1: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of oak species (*Quercus*)

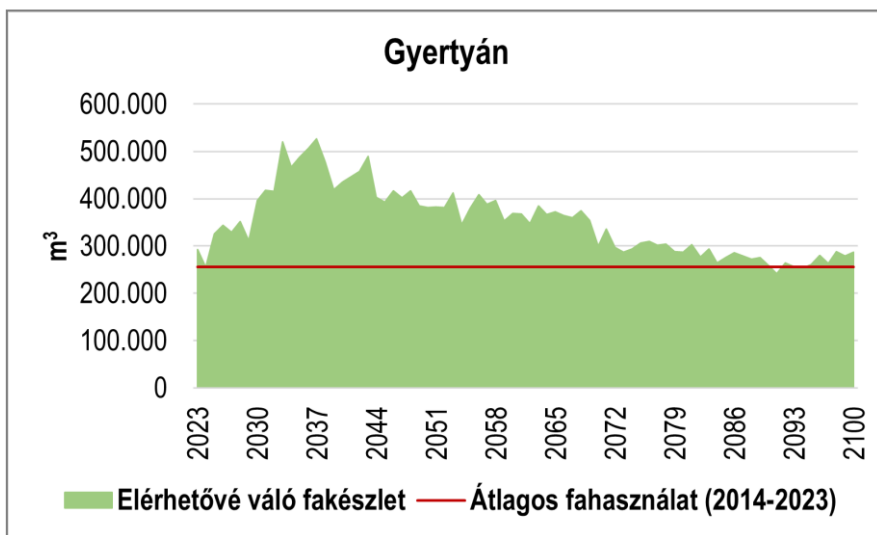


M.2. ábra: Maximális cser (*Quercus cerris*) fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

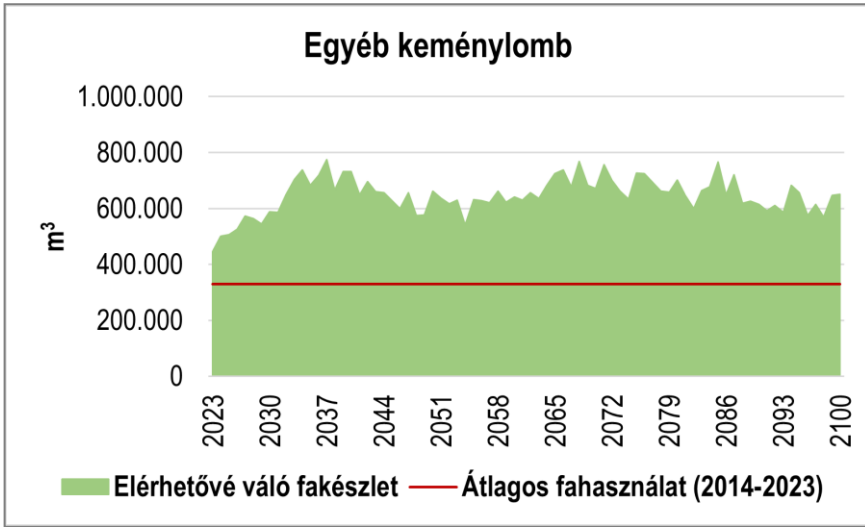
Figure M.2: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of Tuder oak (*Quercus cerris*)



M.3. ábra: Maximális bükk (*Fagus sylvatica*) fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágás-
érettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje
Figure M.3: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 har-
vest level in the case of European beech (*Fagus sylvatica*)

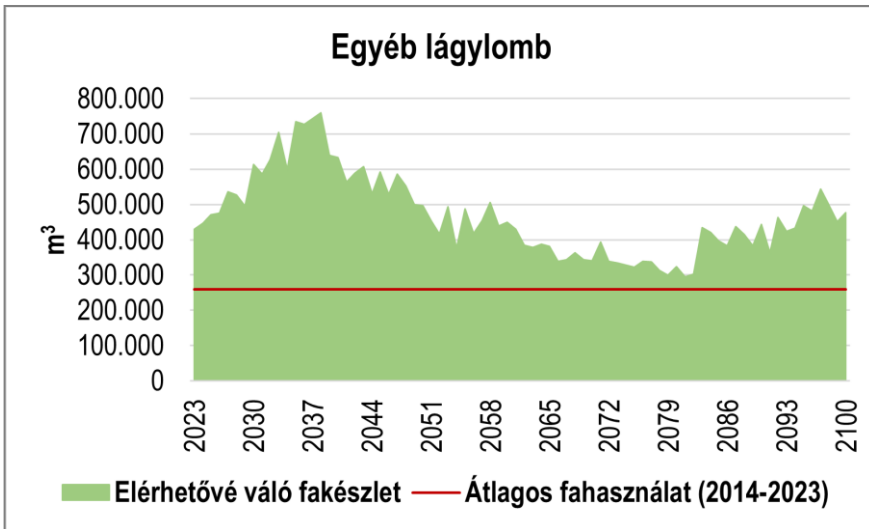


M.4. ábra: Maximális gyertyán (*Carpinus betulus*) fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi
vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje
Figure M.4: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 har-
vest level in the case of hornbeam (*Carpinus betulus*)



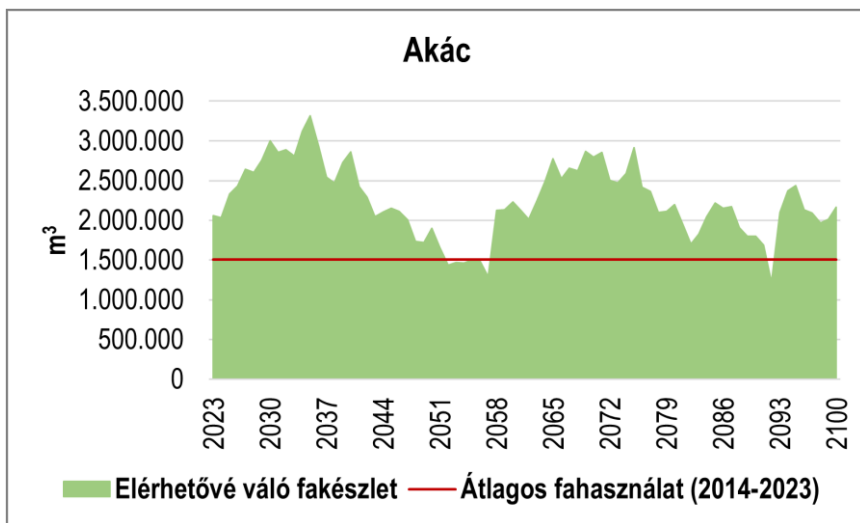
M.5. ábra: Maximális egyéb keménylomb fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.5: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of other hard broadleaved species



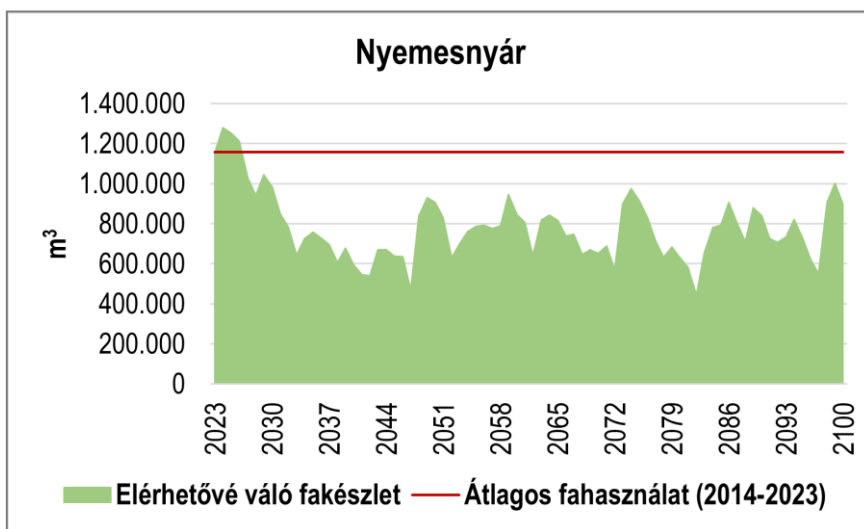
M.6. ábra: Maximális egyéb lágylomb fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.6: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of other soft broadleaved species



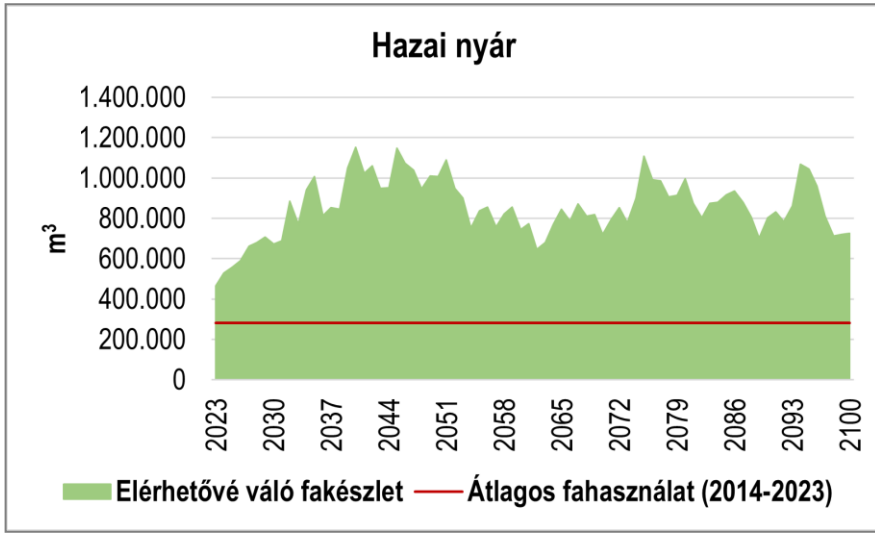
M.7. ábra: Maximális akác (*Robinia pseudoacacia*) fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.7: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of black locust (*Robinia pseudoacacia*)



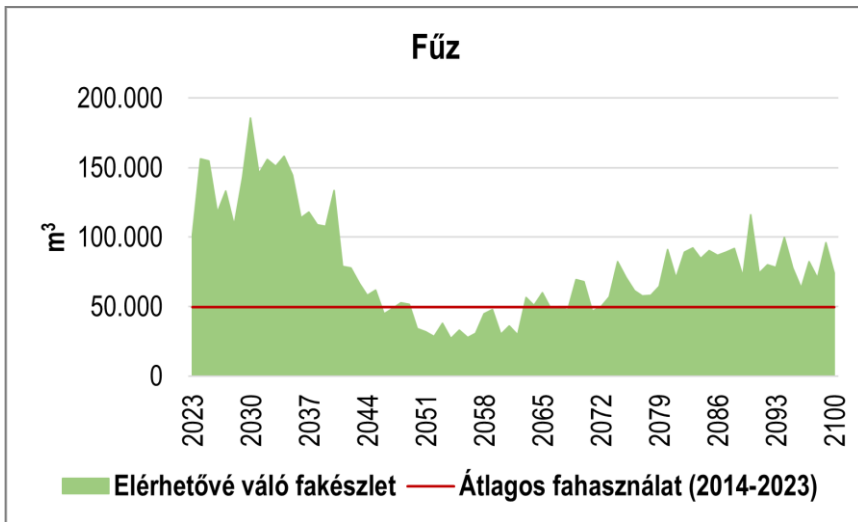
M.8. ábra: Maximális nemesnyár fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.8: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of hybrid poplars



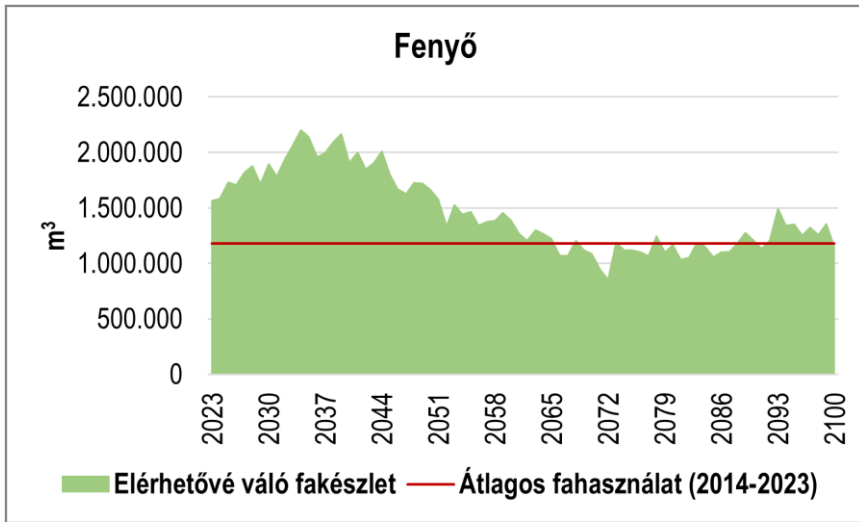
M.9. ábra: Maximális hazai nyár fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.9: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of native poplars



M.10. ábra: Maximális fűz (*Salix*) fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.10: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of willows (*Salix*)



M.11. ábra: Maximális fenyő fahasználati potenciál a 2023 és 2100 közötti időszakban az erdőtervi vágásérettségi korok alapján, illetve a 2014-2023 átlagos fakitermelési szintje

Figure M.11: Standing volume becoming available for harvest according to the projection and the average 2014-2023 harvest level in the case of conifers

FELHASZNÁLT IRODALOM

- AM 2025: Magyarország erdeivel kapcsolatos adatok. https://foldalap.am.gov.hu/Magyarország_erdeivel_kapcsolatos_adatok_news_513.
- Auer V & Rauch P. 2020: Assessing hardwood flows from resource to production through Material Flow Analysis. In: Nemeth R., Rademacher P., Hansmann C., Bak M. & Bader M. (eds.): 9th Hardwood Proceedings, Vol. 9 – Part I: An Underutilized Resource: Hardwood Oriented Research. 13–20.
- Bell J., Paula L., Dodd T., Németh S., Nanou C., Mega V. et al. 2018: EU ambition to build the world's leading bioeconomy – uncertain times demand innovative and sustainable solutions. *New Biotechnology* 40: 25–30. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2017.06.010>.
- Borovics A. 2022: ErdőLab: a Soproni Egyetem erdészeti és faipari projektje: Fókuszban az éghajlatváltozás mérséklése. *Erdészeti Lapok* 157: 114–115.
- Borovics A., Mertl T., Király É. & Kottek P. 2023: Estimation of the overmature wood stock and the projection of the maximum wood mobilization potential up to 2100 in Hungary. *Forests* 14(8): 1516. <https://doi.org/10.3390/f14081516>.
- Böttcher H., Kurz W.A. & Freibauer A. 2008: Accounting of forest carbon sinks and sources under future climate protocol; factoring out past disturbance and management effects on age-class structure. *Environmental Science & Policy* 11: 669–686.
- Canadell J.G., Pataki D.E., Gifford R., Houghton R.A., Luo Y., Raupach M.R., Smith P. & Steffen W. 2007: Saturation of the terrestrial carbon sink. In: Canadell J., Pataki D. & Pitelka L. (eds.): *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer, Berlin–Heidelberg, 59–78.
- Ceccherini G., Duveiller G., Grassi G., Lemoine G., Avitabile V., Pilli R. & Cescatti A. 2020: Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. *Nature* 583: 72–77. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2438-y>.
- Desai A.R., Bolstad P.V., Cook B.D., Davis K.J. & Carey E.V. 2005: Comparing net ecosystem exchange of carbon dioxide between an old-growth and mature forest in the upper Midwest, USA. *Agricultural and Forest Meteorology* 128(1–2): 33–55.
- Duncker P.S., Barreiro S.M., Hengeveld G.M., Lind T., Mason W.L., Ambrozy S. & Spiecker H. 2012: Classification of forest management approaches: A new conceptual framework and its applicability to European forestry. *Ecology and Society* 17(4): 51.



- EC 2018: A sustainable bioeconomy for Europe: strengthening the connection between economy, society and the environment. Updated Bioeconomy Strategy. European Commission, Brussels.
- EC 2020: EU biodiversity strategy for 2030 – Bringing nature back into our lives. European Commission, Brussels. COM(2020) 380 final.
- EC 2021: New EU Forest Strategy for 2030. European Commission, Brussels. COM(2021) 572 final.
- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. *Klíma–21 Füzetek* 61: 98–107.
- Führer E. 2018: A klímaértékelés erdészeti vonatkozásai. *Erdészettudományi Közlemények* 8: 27–42. <https://doi.org/10.17164/EK.2018.002>.
- Führer E., Gálos B., Jagodics A. & Mátyás Cs. 2022: Erdészeti klímaosztályok és meteorológiai jellemzésük. In: Bartha D., Csóka Gy. & Mátyás Cs. (szerk.): *Az erdészeti tudományok története Magyarországon*. Soproni Egyetemi Kiadó, Sopron, pp. 26–31.
- Führer E., Horváth L., Jagodics A., Machon A. & Szabados I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás* 115(3): 205–216.
- Führer E., Jagodics A., Juhász I., Marosi Gy. & Horváth L. 2013: Ecological and economical impacts of climate change on Hungarian forestry practice. *Időjárás* 117(2): 159–174.
- Gál J. 1988. *Fatermési függvények bevezetése az üzemtervek számítógépes adatfeldolgozásába*. Kutatási jelentés.; Erdészeti és Faipari Egyetem, Erdőrendezéstani Tanszék, Sopron.
- Gálos B. & Führer E. 2018: A klímaértékelés erdészeti célú előrevetítése. *Erdészettudományi Közlemények* 8(1): 43–55. <https://doi.org/10.17164/EK.2018.003>.
- Goulden, M.L.; Wofsy, S.C.; Harden, J.W.; Trumbore, S.E.; Crill, P.M.; Gower, S.T. et al. 1998: Sensitivity of boreal forest carbon balance to soil thaw. *Science* 279 (5348), 214–217.
- Grassi G. & Pilli R. 2017: Method applied by the JRC for projecting forest GHG emissions and removals based on the “continuation of current forest management”. EUR 28623 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2760/844243>.
- Hetemäki L., Hanewinkel M., Muys B., Ollikainen M., Palahí M. & Trasobares A. 2017: Leading the way to a European circular bioeconomy strategy. From Science to Policy 5. European Forest Institute. <https://doi.org/10.36333/fs05>.
- Illés G. & Móricz N. 2022: Climate envelope analyses suggests significant rearrangements in the distribution ranges of Central European tree species. *Annals of Forest Science* 79(1). <https://doi.org/10.1186/s13595-022-01154-8>.
- Joelsson L., Di Fulvio A., De La Fuente E., Bergström H. & Athanassiadis A. 2016: Integrated supply of stemwood and residual biomass to forest-based biorefineries. *International Journal of Forest Engineering* 27(2): 115–138. <https://doi.org/10.1080/14942119.2016.1184955>.
- Király É., Börcsök Z., Kocsis Z., Németh G., Polgár A. & Borovics A. 2022: Carbon sequestration in harvested wood products in Hungary: an estimation based on the IPCC 2019 Refinement. *Forests* 13(11): 1809. <https://doi.org/10.3390/f13111809>.
- Király É., Kis-Kovács G., Börcsök Z., Kocsis Z., Németh G. & Polgár A. et al. 2023: Modelling carbon storage dynamics of wood products with the HWP-RIAL model – projection of particleboard end-of-life emissions under different climate mitigation measures. *Sustainability* 15(7): 6322. <https://doi.org/10.3390/su15076322>.
- Kottek P. & Király É. 2019: A klíma változása kimutatható az Országos Erdőállomány Adattár klímakategóriáiban. *Erdészettudományi Közlemények* 9(1): 7–18. <https://doi.org/10.17164/EK.2019.001>.
- Kottek P., Király É., Mertl T. & Borovics A. 2023a: Trends of forest harvesting ages by ownership and function and the effects of the recent changes of the forest law in Hungary. *Forests* 14(4): 679. <https://doi.org/10.3390/f14040679>.
- Kottek P., Király É., Mertl T. & Borovics A. 2023b: The re-parametrisation of the DAS model based on National Forestry Database data. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 19(2), 61–74. <https://doi.org/10.37045/aslh-2023-0005>.
- Kovácsévics P. 2017: Hungary. In: Barreiro S., Schelhaas M.-J., McRoberts R.E. & Kändler G. (eds.): *Forest Inventory-based Projection Systems for Wood and Biomass Availability*. Managing Forest Ecosystems 29. Springer <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56201-8>.
- Kurz W.A., Dymond C.C., White T.M., Stinson G., Shaw C.H. & Rampley G.J. et al. 2009: CBM-CFS3: a model of carbon dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. *Ecological Modelling* 220: 480–504.
- Lakatos F. 1999: Bark beetles on pine in Hungary. In: Foster B., Knizek M. & Grodzki W. (eds.): *Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe*. 248–249.
- Law B.E., Sun O.J., Campbell J., Van Tuyl S. & Thornton P.E. 2003: Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology* 9(4): 510–524.
- Lerink B.J.W., Schelhaas M.-J., Schreiber R., Aurenhammer P., Kies U. & Vuillermoz M. et al. 2023: How much wood can we expect from European forests in the near future? *Forestry: An International Journal of Forest Research*. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad009>.

- Mátyás Cs., Berki I., Bidló A., Csóka Gy., Czimer K., Führer E. et al. 2018: Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests* 9: 489. <https://doi.org/10.3390/f9080489>.
- Mátyás Cs., Bidló A., Czimer K., Gálos B., Gribovski Z. et al. 2022: A klímaváltozáshoz alkalmazkodás támogatása az erdészetben: Az Agrárklíma döntéstámogató rendszer. *Légtér* 67(1): 4–11. <https://doi.org/10.56474/legkor.2022.1.1>.
- Mátyás Cs., Berki I., Czúcz B., Gálos B., Mórićz N. & Rasztovits E. 2010: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 6: 91–110.
- MCPFE 2003: Improved pan-European indicators for sustainable forest management as adopted by the MCPFE Expert Level Meeting (7–8 October 2002, Vienna, Austria). Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liaison Unit Vienna & UNECE/FAO. http://www.mcpfe.org/files/u1/publications/pdf/improved_indicators.pdf.
- Mertl T. & Schiberma E. 2022: A privatizáció nehezen múlt öröksége a magánerdőkben. *Erdészeti Lapok* 157: 167–168.
- Mund M., Kummetz E., Hein M., Bauer G.A. & Schulze E.D. 2002: Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe. *Forest Ecology and Management* 171(3): 275–296.
- Nabuurs G.J., Arets E.J.M.M., Lesschen J.P. & Schelhaas M.J. 2018: Effects of the EU LULUCF regulation on the use of biomass for bioenergy. Wageningen Environmental Research rapport No. 2886. Wageningen Environmental Research, Wageningen, 72 p.
- OSAP 2023: National statistical data collection program. <https://agrarstatisztika.kormany.hu/erdogazdalkodas2>
- Pilli R., Grassi G., Kurz W.A., Moris J.V. & Abad Viñas R. 2016: Modelling forest carbon stock changes as affected by harvest and natural disturbances. II. EU-level analysis. *Carbon Balance and Management* 11: 20.
- Pregitzer K.S. & Euskirchen E.S. 2004: Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology* 10(12): 2052–2077.
- Schulze E.D., Lloyd J., Kelliher F.M., Wirth C., Rebmann C., Lühker B. et al. 1999: Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink—a synthesis. *Global Change Biology* 5(6): 703–722.
- Tobisch T. & Kottek P. 2013: Forestry-related databases of the Hungarian Forestry Directorate. Version 1.1 (October 8, 2013). Budapest.
- Tuomasjukka D., Martire S., Lindner M., Athanassiadis D., Kühmaier M. & Tumajer J. et al. 2018: Sustainability impacts of increased forest biomass feedstock supply; a comparative assessment of technological solutions. *International Journal of Forest Engineering* 29(2): 99–116. <https://doi.org/10.1080/14942119.2018.1459372>.
- Udvarhelyi B. 2018: Unlawful acquisition of agricultural and forestry land in the criminal law. *Journal of Agricultural and Environmental Law* 25/2018.
- Ujvári-Jármay É., Nagy L. & Mátyás Cs. 2016: The IUFRO 1964/68 inventory provenance trial of Norway spruce in Nyírjes, Hungary—results and conclusions of five decades. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 12: 178. <https://doi.org/10.1515/aslh-2016-0001>.
- UNECE/FAO 2021: Forest Sector Outlook Study 2020–2040. Geneva Timber and Forest Study Paper 51 (ECE/TIM/SP/51). United Nations.
- Verkerk P.J., Mavsar R., Giergiczny M., Lindner M., Edwards D. & Schelhaas M.J. et al. 2014: Assessing impacts of intensified biomass production and biodiversity protection on ecosystem services provided by European forests. *Ecosystem Services* 9: 155–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.004>.
- Verkerk P.J., Delacote P., Hurmekoski E., Kunttu J., Matthews R. & Mäkipää R. et al. 2022: Forest-Based Climate Change Mitigation and Adaptation in Europe. From Science to Policy 14. European Forest Institute, Joensuu. ISBN 978-952-7426-22-7.
- Wernick I.K., Ciaís P., Fridman J., Högberg P., Korhonen K.T., Nordin A. & Kauppi P.E. 2021: Quantifying forest change in the European Union. *Nature* 592: E13–E14. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03293-w>.
- World Wide Fund for Nature & International Institute for Applied Systems Analysis 2012: Living Forests Report. Chapter 3. World Wide Fund for Nature.
- Zaehle S., Sitch S., Prentice I.C., Liski J., Cramer W., Erhard M., Hickler T. & Smith B. 2006: The importance of age-related decline in forest NPP for modeling regional carbon balances. *Ecological Applications* 16(4): 1555–1574.

Érkezett: 2025.01.16.

Közlésre elfogadva: 2025.07.15.



Város? Erdő? Városerdő!

A klímaváltozás hatására egyre forróbbá váló nyári hónapok komoly egészségügyi kockázatokkal járó életminőségbeli változásokat okoznak már napjainkban is a városi környezetben élő emberek számára. Ennek enyhítésének egyik legegyszerűbb módja a városi zöldfelületek (egyedül álló fák, fasorok, parkok), valamint a városok közvetlen környezetében elhelyezkedő, kifejezetten rekreációs célokat szolgáló városerdők kiterjedésének növelése. A városerdők célja ráadásul kettős: nemcsak felüdülést nyújtó zöld környezet, hanem – megfelelően kezelve – ingyenes reklámfelület is egyben, ami közelebb hozhatja egymáshoz az erdőgazdálkodáshoz gyakran érzelmi alapon közelítő laikust és az erdőt kezelő erdészt. A képen a sárvári városerdőben végzett felújítási munkák során kiültetett és egyedi védelemmel ellátott csemeték láthatóak.

Fotó és szöveg: Benke Attila (SOE ERTI)

A HÁZTARTÁSOKBAN ELÉGETETT FA-ALAPÚ HULLADÉK MENNYISÉGÉNEK ÉS FŰTŐÉRTÉKÉNEK BECSLÉSE AZ FICM HWP MODELL OUTPUT ADATAI ALAPJÁN

**Király Éva^{1*}, Kis-Kovács Gábor², Börcsök Zoltán³, Kocsis Zoltán³, Kottek Péter⁴,
Németh Gábor³, Polgár András⁵ és Borovics Attila¹**

¹Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézet

²HungaroMet Zrt.

³Soproni Egyetem, Faipari Mérnöki és Kreatívipari Kar

⁴Agrárminisztérium, Erdőrendezési Főosztály

⁵Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

Kivonat

A hazai erdészeti és faipari ágazatban számos vitát generált a Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont (REKK) 2009-ben publikált tanulmánya, mely szerint a szilárd energetikai célú biomassa felhasználását és forrásait szembe állító mérlegben jelentős hiány áll fenn. A REKK tanulmány azt állította, hogy ezt a hiányt jelentős mértékű illegális fakitermeléssel lehet magyarázni. A Bio Screen CCE Projekt keretében a korábbi tanulmányt frissítették, amely a keresleti és kínálati oldalak összevetése alapján 37,2 PJ (43%) forrás oldali hiányt mutatott ki a szilárd energetikai biomassa mérlegben a 2019-es évre vonatkozóan. Jelen tanulmányunkban azt vizsgáltuk, hogy a Bio Screen CCE Projekt által becsült 37,2 PJ értékű hiánytétel mekkora része származhat háztartási fa-alapú hulladékok égetéséből. Vizsgálatunkhoz a Forest Industry Carbon Modell HWP részmodelljét használtuk. Becslésünk szerint több, mint 1,2 millió m³ fa-alapú hulladék kerülhet évente eltüzelésre a háztartásokban. A 2019-es évben az eltüzelésre került fa-alapú hulladék fűtőértéke a számításaink szerint 14 PJ-ra tehető. Ez azt jelenti, hogy a Bio Screen CCE Projekt 2021-es jelentésében kimutatott hiány 39%-a a háztartási fa-alapú hulladékok égetésével magyarázható.

Kulcsszavak: energiastatisztika, energiamérleg, körkörös biogazdaság, klímamitigáció, hulladékkezelés

ESTIMATING THE AMOUNT AND HEATING VALUE OF WOOD WASTE BURNED IN HOUSEHOLDS BASED ON FICM HWP MODEL OUTPUT DATA

Abstract

A 2009 study published by the Regional Centre for Energy Policy Research (REKK) sparked significant debate within the Hungarian forestry and wood industry sectors. The study suggested a substantial shortfall in the balance of solid bioenergy biomass usage and sources, which it attributed to large-scale illegal logging. The Bio Screen CCE Project updated this analysis and quantified a 37.2 PJ (43%) deficit in the solid bioenergy biomass balance for 2019. This study investigates the extent to which household wood-based waste burning could account for this shortfall. Using the Forest Industry Carbon Model (FICM) HWP submodel, we estimate that over 1.2 million m³ of wood waste may



be burned annually in households. The heating value of this burned wood-based waste for 2019 is estimated at 14 PJ, explaining 39% of the shortfall identified in the Bio Screen CCE Project's 2021 report.

Keywords: energy statistics, energy balance, circular bioeconomy, climate change mitigation, waste management

BEVEZETÉS

A hazai erdészeti és faipari ágazatban számos vitát generált a Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont (REKK) 2009-ben publikált tanulmánya. E tanulmány az Országos Erdőállomány Adattár (OEA), valamint az ENSZ Élelmezésügyi és Mezőgazdasági Világszervezet (FAO), a Központi Statisztikai Hivatal (KSH) és a Magyar Energia Hivatal (MEH) adatait elemezve arra a következtetésre jutott, hogy a biomassa felhasználás és forrás oldali mérleg adatai között jelentős hiány áll fenn. A tanulmány megállapítja, hogy a MEH és KSH statisztikai adatai alapján kimutatható szilárd biomassa felhasználás meghaladja az OEA által jelentett tűzifa kitermelés mértékét. A 2009-es REKK tanulmány Szerzői e hiányt 3-3,5 millió nettó m³ mennyiségűre becsülik, és azt a következtetést vonják le, hogy ez a háztartások tűzifa felhasználásában kimutatott mennyiség illegális fakitermelésből származik. Megállapítják továbbá erre alapozva azt is, hogy az OEA statisztikai adatai megbízhatatlanok.

A Fagazdasági Országos Szakmai Szövetség (FAGOSZ) nyolc oldal terjedelmű vélemény (Mócsényi 2009) megfogalmazásával reagált a REKK tanulmány kijelentéseire. Ebben megállapítja, hogy a REKK tanulmány számos módszertani hibával és bizonytalansággal terhelt, illetve nem számol az erdőkben végbemenő természetes mortalitás jelenségével. Összességében valószínűtlennek tartja, hogy a mérlegben kimutatott hiány illegális fakitermelésből származhat. Emellett rámutat arra, hogy a módszertan bizonytalansága miatt a kimutatott hiány akár 2 millió m³ mennyiséggel is kevesebb lehet, ami azt jelentené, hogy csak 1-1,5 millió m³ értékű. Emellett rámutat arra a jelenségre, hogy a véghasználatok során a gazdálkodók az Erdőtervek szerinti lehetőségeiket sem használják ki, így számos túltartott, már vágásérett állomány marad lábon, és a túltartott élőfakészlet volumene a 90-es évek óta folyamatosan nő. Ez a jelenség is valószínűtlennek teszi a REKK által feltételezett nagyarányú illegális fakitermelés létét. Borovics et al. (2023) részletesen elemzi a túltartás jelenségét, és megállapítja, hogy a túltartott állományok élőfakészlete a vizsgált időszakban folyamatosan növekedett, és 2021-ben már 45,6 millió m³-t tett ki.

A Bio Screen CCE Projekt 2021-es jelentése (Bódis et al. 2021) újra nyitja a szilárd biomassa mérleg keresleti és kínálati oldala eltéréseinek kérdését. A jelentés a keresleti oldal számszerűsítéséhez a KSH és a Magyar Energetikai és Közmű-szabályozási Hivatal (MEKH) adatait használja fel. A jelentés a 2000-2019-es időszakot vizsgálja. Számol az OEA tűzifa kitermelés adatokkal, a tűzifa importtal, emellett becslést tartalmaz a nem erdőtervezett fás területekről származó fakitermelésre is, emellett számol az apadék mennyiségével, illetve a szalma és egyéb nem fás biomassa felhasználással is. A keresleti és kínálati oldal összevetése alapján 37,2 PJ (43%) forrás oldali hiányt számszerűsít.

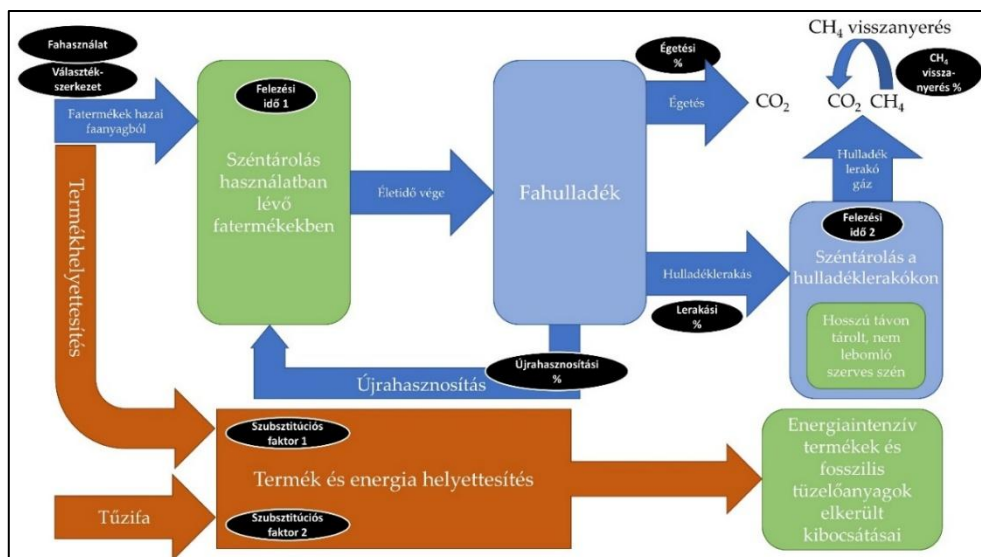
A jelentés részletesen elemzi a keresleti oldalra vonatkozó számítások lehetséges bizonytalanságait. Leírja, hogy a háztartások szilárd biomassa felhasználásának megállapítása becsléssel történik a KSH által végzett háztartási költségvetési és életkörülmény adatfelvételhez (HKÉF) hozzáadott energiamodul eredményei, valamint a MEKH által végzett épületenergetikai számítások alapján. Az erre vonatkozó új módszertan a 431/2014/EU rendelet alapján 2016-ban került bevezetésre. A jelentés szerint az éves HKÉF a háztartások biomassa felhasználásával kapcsolatban két kérdést

tesz fel az adatszolgáltató háztartásoknak: az egyik a felhasznált biomassza tüzelőanyagok mennyiségére, a másik pedig a velük kapcsolatos pénzügyi kiadásokra vonatkozik. A jelentés szerint fontos bizonytalansági tényező az esetleges hulladékégetés a háztartásokban. Noha a KSH felmérésében részletes kérdések foglalkoztak a felhasznált szilárd biomassza típusával és forrásával, beleértve a fa-alapú hulladékot is, mégis feltételezhető, hogy az alacsony jövedelmű vidéki területeken gyakori a hulladékkal való fűtés. Azonban valószínűsíthető, hogy az elégetett hulladék és fa-alapú hulladék mennyiségét nem hajlandók a válaszadók jelenteni, hiszen a levegőtisztaságra gyakorolt káros hatásai miatt tilos háztartási hulladékot égetni, és e rendelkezés megszegése az önkormányzatok vagy a Katasztrófavédelem által kiszabott pénzbírságot vonhat maga után.

Jelen tanulmány célja annak feltárása, hogy a háztartásokban elégetett fa-alapú hulladék mennyisége milyen mértékben járulhat hozzá a hazai szilárd biomassza mérleg keresleti és kínálati oldala között tapasztalt eltéréshez. Ehhez a Forest Industry Carbon Modell (Borovics et al. 2024) HWP részmodelljét (Király et al. 2024) alkalmazzuk a hulladékká váló fatermékek mennyiségének és az égetésükből származó fűtőértéknek a becslésére. Vizsgálatunk célja annak meghatározása, hogy a Bio Screen CCE Projekt által 2019-re azonosított 37,2 PJ forrás oldali hiány mekkora része vezethető vissza a lakosság által eltűzelt fa-alapú hulladékokra. Fontos hangsúlyozni, hogy jelen tanulmány kifejezetten az elégetett fa-alapú hulladék mennyiségének és energetikai potenciáljának számszerűsítésére irányul, nem pedig a kapcsolódó légszennyezőanyag-kibocsátások részletes meghatározására.

ADAT ÉS MÓDSZER

Vizsgálatunk során az ErdőLab projekt (Borovics 2022) keretében létrehozott Forest Industry Carbon Modell HWP részmodelljét alkalmazzuk (1. ábra).



1. ábra: Az FICM HWP részmodelljének folyamatábrája
Figure 1: Flowchart of the HWP submodel of the FICM

A HWP modell a Nemzeti Üvegházhatású Gázleltár jelentés (ÜHG leltár, NIR 2023) készítésében is alkalmazott, az ENSZ Éghajlatváltozási Kormányközi Testülete (IPCC) által kidolgozott módszertant használja az emissziók számításához. Az IPCC hulladéklerakókra vonatkozó modelljét (IPCC 2006) kombinálja a fatermékek széntárolását és kibocsátását leíró IPCC egyenletekkel (IPCC 2013, 2019), mindezt kiegészítve egy saját fejlesztésű újrahasznosítási és hulladékút-választó modullal. A modell fatermék modulja modellezi a használatban lévő fatermékek szénmérlegét, valamint az újrahasznosítás hatásait a szénmérlegre. A hulladék modul számítja a hulladékká váló fatermékek mennyiségét, és ezek égetéséből, valamint hulladéklerakással történő ártalmatlanításából keletkező szén-dioxid- és metán-emissziókat. Emellett számolni tud a hulladéklerakón történő metánvisszanyerés hatásával, és mértékének változásaival is. A modell itt a fa- és papírhulladék mellett elsősorban fa-alapú hulladékok (pl. bútorlapok, parketta) életútját követi. Tehát elsősorban kezelt, ragasztott fával kevert anyagokról van szó, melyek háztartási égetése tilos. A fa-alapú hulladékok életút végi kibocsátásainak számszerűsítése mellett a modell számítja a tűzifa eltüzelése során keletkező kibocsátásokat is.

A termékhelyettesítési modul számszerűsíti a termék- és energia helyettesítés útján az ÜHG leltárak Ipar és Energia szektoraiban elkerült kibocsátásokat. A HWP modell tehát lefedi és számszerűsíti a faanyag teljes életútját egészen a megsemmisülésig, és számot vet az összes lehetséges kimenettel.

A HWP részmodell országspecifikus paraméterezése a KSH faipari termelési és kereskedelmi statisztikái (Király et al. 2022 szerint), a Nemzeti Üvegházhatású Gázleltárjelentés, az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer, illetve az Országos Hulladékgazdálkodási Terv (ITM 2021) alapján történt meg a Király et al. (2023a,b, 2024) által részletesen leírtak szerint.

A modell a KSH faipari termelési statisztikáit és az IPCC által meghatározott fatermék-életidőket alapul véve számszerűsíti a hulladékká váló fatermék mennyiséget (outflow) az alábbi egyenletrendszer szerint:

$$\Delta C(i) = C(i + 1) - C(i)$$

$$C(i + 1) = e^{-k} \cdot C(i) + \left[\frac{(1 - e^{-k})}{k} \right] \cdot \text{inflow}(i)$$

$$\text{outflow}(i) = (1 - e^{-k}) \cdot C(i) + \left[1 - \frac{(1 - e^{-k})}{k} \right] \cdot \text{inflow}(i)$$

ahol:

i : év;

$C(i)$: az adott HWP termékkategória szénkészlete az i év kezdetén, t C;

k : az elsőrendű bomlási egyenlet bomlási állandója, mely minden HWP termékkategóriára külön számítható. Mértékegysége év^{-1} ($k = \ln(2)/HL$, ahol HL az adott termékkategória felezési ideje években kifejezve);

$\text{inflow}(i)$: a szénbeáramlás az adott HWP termékkategóriába i évben, t C év^{-1} ;

$\Delta C(i)$: adott HWP termékkategória szénkészlet változása i évben, t C év^{-1} ;

$\text{outflow}(i)$: az i évben a használatból kikerülő, azaz hulladékká váló HWP mennyiség adott termékkategórián belül, t C év^{-1} .

A használt felezési időket és konverziós faktorokat az 1. táblázat mutatja be részletesen.

1. táblázat: Alapértelmezett felezési idők és konverziós faktorok az IPCC (2019) szerint
 Table 1: Default half-lives and conversion factors according to IPCC (2019)

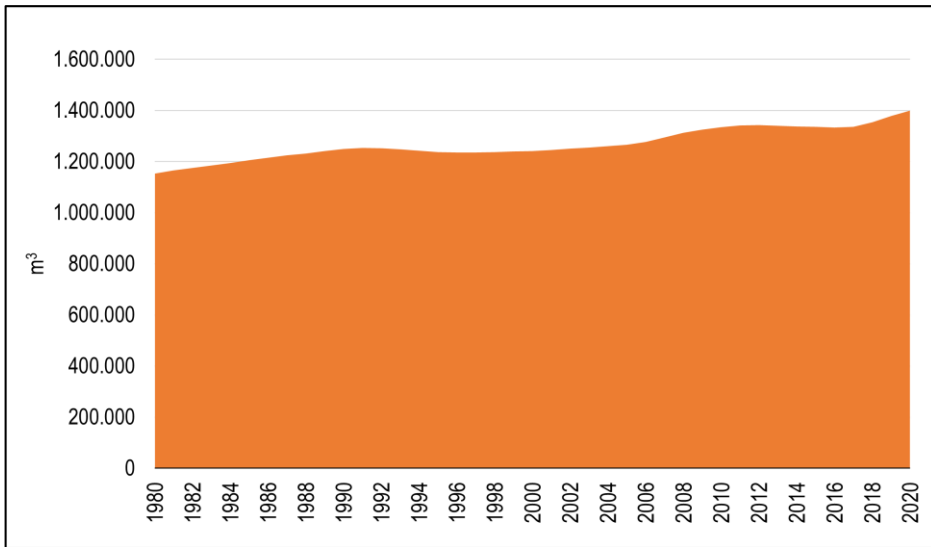
	Felezési idő (év)	Sűrűség (abszolút száraz tömeg légszáraz térfogatra vetítve) [Mg/m ³]	Széntartalom	C konverziós faktor (C tartalom légszáraz térfogatra vetítve) [Mg C/m ³]
Fenyő fűrészáru	35	0,45	0.5	0,225
Lombos fűrészáru	35	0,56	0.5	0,280
Furnér	25	0,505	0.5	0,253
Rétegelt lemez	25	0,542	0.493	0,267
Forgácslap	25	0,596	0.451	0,269
HDF	25	0,788	0.425	0,335
MDF	25	0,691	0.427	0,295
Farostlemez	25	0,739	0.426	0,315
Egyéb lemez	25	0,159	0.474	0,075
	Felezési idő (év)	Relatív száraz tömeg (abszolút száraz tömeg légszáraz tömegre vetítve) [Mg/Mg]		C konverziós faktor (C tartalom légszáraz tömegre vetítve) [Mg C/m ³]
Papír és karton	2	0,9	-	0,386

A HWP modell segítségével számított outflow értékeket m³ és tonna mértékegységekben adtuk meg. Az outflow értékéből az OKIR (2024) és az ÜHG leltár (NIR 2023) adatai alapján becsültük a hulladéklerakással ártalmatlanított mennyiséget. Mivel az OKIR adatai szerint a háztartási fa-alapú hulladék nem kerül égetéssel ártalmatlanításra az OKIR által nyilvántartott hulladékégető művekben, feltételezhető, hogy a fennmaradó mennyiség a háztartásokban felhalmozódik vagy elégetik a háztartási tüzelőberendezésekben. A hulladéklerakással csökkentett outflow hulladékmennyiség fűtőértékének kiszámítását is elvégeztük, amihez 15 GJ/tonna fűtőértéket használtunk szakértői becslés alapján.

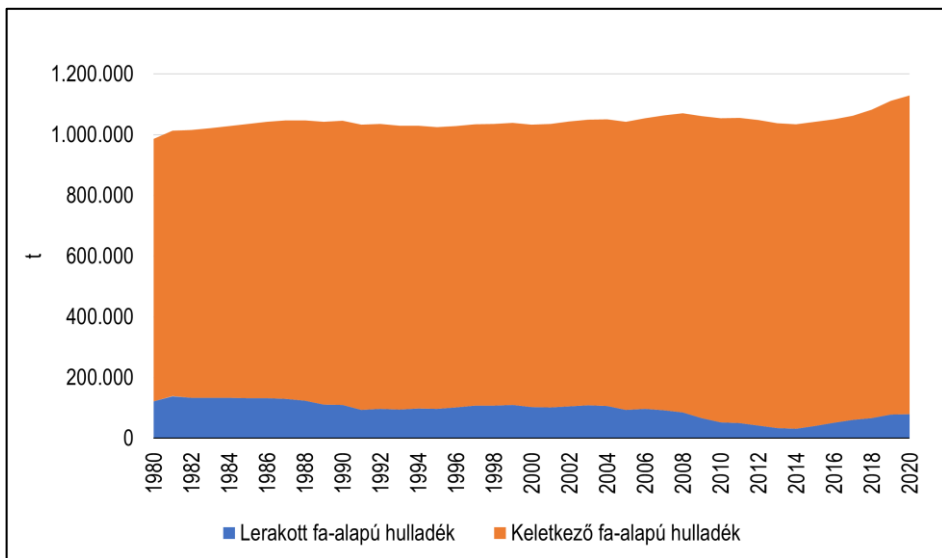
EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

Eredményeink szerint a háztartásokban keletkező fa-alapú hulladék mennyisége 1,1 és 1,4 millió m³ között mozgott az 1980-2020 időszakban, a 2019-es évben pedig 1.378.126 m³ értékű (2. ábra). A vizsgált időszakban a keletkezett háztartási fa-alapú hulladéknak átlagosan 10%-a került hulladéklerakókra (3. ábra). A 2019-es évben a lerakott mennyiség a keletkezett mennyiség 8%-át tette ki. A fennmaradó 92% sorsáról nincs regisztrált információ, ugyanis ez a mennyiség az OKIR nyilvántartásában nem jelenik meg. Az FICM modell HWP modulja úgy számol, hogy ezt a hulladékmennyiséget elégetik, ami szén-dioxid kibocsátást eredményez. Ennek jelentősége az ÜHG leltár szénmérlege szempontjából sem elhanyagolható, hiszen e mennyiség jelentős emisszió forrása. Így a konzervatív becslés IPCC szerinti követelménye mindenképp megkívánja ennek az emisszióknak a kiszámítását és elszámolását.

Ezzel együtt elképzelhető, hogy e hulladékmennyiség nem teljes egészében kerül elégetésre a háztartásokban, hiszen a fa-alapú hulladékot udvarokban, pincékben akár hosszabb távon is tárolhatják. Emellett elméletileg az is lehetséges, hogy hazánkban a fatermékek életideje jóval magasabb az IPCC által megadott alapértelmezett értékeknél. Ellenben, ha a fentiek közül egyik sem igaz, akkor azt kell feltételeznünk, hogy e fa-alapú hulladék mennyiségét a háztartásokban eltüzelik.

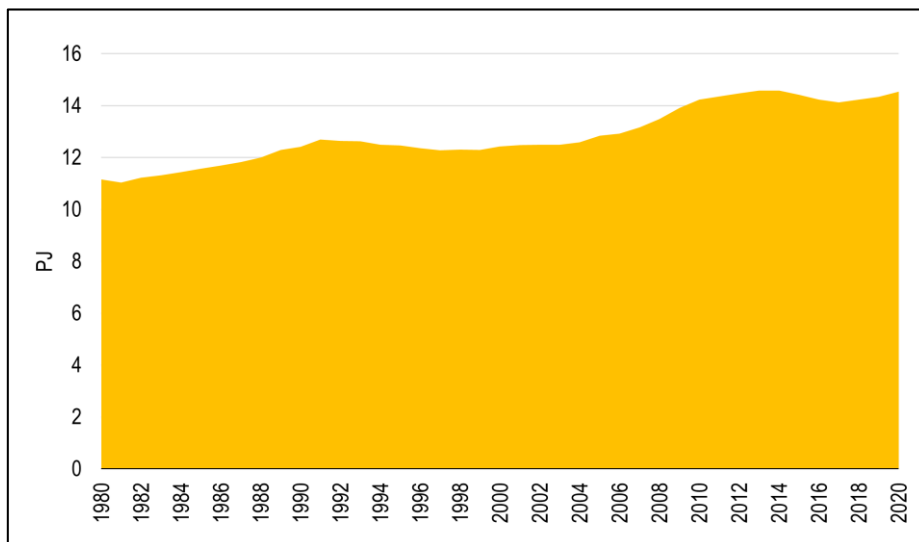


2. ábra: A háztartásokban keletkező fa-alapú hulladék évenkénti mennyisége köbméterben kifejezve
Figure 2: Annual volume of household wood-based waste expressed in cubic metres



3. ábra: A keletkező és a lerakással ártalmatlanított fa-alapú hulladék évenkénti mennyisége tonnában kifejezve
Figure 3: Annual amount of generated and landfilled wood-based waste expressed in tonnes

A lerakással nem ártalmatlanított hulladékmennyiség PJ mértékegységben kifejezett fűtőértékét a 4. ábra mutatja be. A vizsgált időszakban a háztartásokban feltételezhetően elégetett fa-alapú hulladék fűtőértéke átlagosan évi 13 PJ értékűre tehető. A fűtőérték 11 és 15 PJ értékek között mozog, a 2019-es évben számításunk szerint 14 PJ, míg 2020-ban pedig 15 PJ volt.



4. ábra: A háztartásokban évente elégetett fa-alapú hulladék fűtőértéke PJ mértékegységben kifejezve
Figure 4: Heating value of wood-based household waste burned annually, expressed in PJ

Eredményeink szerint a Bio Screen CCE Projekt 2021-es jelentésében (Bódis et al. 2021) kimutattott, 2019-re vonatkozó 37,2 PJ-os hiány 39%-a háztartási fa-alapú hulladék égetéséből eredhet. Ez azt jelenti, hogy a Bio Screen CCE Projekt jelentésben kimutatott hiány értékéből így már csak 23 PJ (azaz a teljes keresleti oldali szilárd biomassza felhasználás 26%-a) szorul további magyarázatra. Ugyanakkor tekintettel arra, hogy mind a kereslet oldali biomassza felhasználás becslése jelentős bizonytalansággal terhelt, mind pedig az általunk az FICM HWP modellel számított outflow érték is, így ez a 26%-os hiány már akár a hibahatáron belül is lehet.

Emellett fontos hangsúlyozni, hogy amennyiben valóban ilyen nagy arányú a hazai háztartásokban a fa-alapú hulladék égetése, akkor feltételezhetjük, hogy más nem fa-alapú hulladékok is nagy mennyiségben kerülhetnek elégetésre.

Hoffer et al. (2024) PM₁₀ minták elemzése alapján becsülte a Magyarországon és Romániában elégetett háztartási hulladékok típusát és mennyiségét. Eredményeik szerint a polietilén-tereftalát (PET) tartalmú csomagolóanyagok és ruhaneműk égetése volt a legjellemzőbb a vizsgált területeken. Becslésük szerint Magyarországon a teljes keletkező háztartási hulladék mennyiségének 8-13%-át, azaz a KSH (2024) adatai alapján számítva körülbelül évi fél millió tonna hulladékot éget el a lakosság háztartási tüzelőberendezésben. Hoffer et al. (2024) kiemelik, hogy ez a magas hulladékégetési szint a PM₁₀ koncentráció jelentős mennyiségéért felel, ami súlyos környezetvédelmi és népegészségügyi kockázatot jelent. Fontos kiemelni, hogy a fa-alapú hulladékok égetése nemcsak számottevő PM₁₀ kibocsátással jár, hanem számos toxikus szerves vegyület és nehézfém légkörbe jutásával is. Ezeknek

az anyagoknak az egészségkárosító hatása a PM₁₀ szennyezésnél is súlyosabb, különösen a dioxinok, PAH-ok és a bevonatokból származó nehézfémek esetében.

Fentiek alapján tehát arra következtethetünk, hogy a szilárd biomassza mérleg keresleti és kínálati oldala közötti eltérések nem illegális fakitermelésből következnek. Becslésünk szerint több mint 1,2 millió m³ fa-alapú hulladék kerül évente eltüzelésre a magyar háztartásokban. Ez a mennyiség egyenlő a 2017-2021-es évek átlagos nettó tűzifa kihozatalának 38%-ával, azaz igen jelentős mennyiségű.

KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A fa a körkörös biogazdaság fontos nyersanyaga, mely jelentős klímamitigációs potenciállal bír mind a szén hosszú távú tárolása, mind pedig a fosszilis energiahordozókból származó kibocsátások energiahelyettesítés útján történő elkerülése által (Borovics et al. 2023). Emiatt különösen fontos a fafelhasználás különböző útvonalai közötti optimális egyensúly megtalálása és fenntartása (Verkerk et al. 2022). A fa-alapú hulladék kezelésének legkedvezőtlenebb módja a hulladéklerakás, ugyanis ezesetben a fa-alapú hulladék jelentős metánemisszió forrásává válik, mely a globális felmelegedés szempontjából még sokkal károsabb, mint a szén-dioxid (Király et al. 2023b).

A körkörös biogazdaság szellemében a fa-alapú hulladékok kezelésének legjobb módja az újrahasználatuk, illetve az anyagukban történő újrahasznosításuk. A szennyeződések, mint a bevonatok, kezelőanyagok, kötőanyagok és lángálló szerek határozzák meg az újrahasznosítási technológiák alkalmazhatóságát (Kharazipour & Kües 2007, Harms & Flamme 1999). A kezeletlen tömörfa termékek, illetve a szerves halogénvegyületektől és egyéb káros anyagoktól mentes anyagokkal kezelt fatermékek és kompozitok alkalmasak forgácsolás után fa kompozitgyártásra (Kharazipour & Kües 2007). A halogénezett szerves vegyületekkel bevont és festett bútorok anyagukban történő újrahasznosításra csak a bevonatok és lakkok eltávolítása után használhatóak (Kharazipour & Kües 2007). Az ártalmatlan vegyi anyagokkal kezelt és magas szennyezőanyag tartalmú fatermékek kizárólag erőművi hulladékhasznosítás keretében, ellenőrzött energetikai hasznosítással ártalmatlaníthatók. A veszélyes PCB tartalmú fa-alapú hulladékokat pedig elkülönítetten szükséges kezelni és ártalmatlanítani (Kharazipour & Kües 2007).

E szempontok figyelembevételével javasolt lenne hazánkban a fa-alapú hulladékok visszagyűjtésének, újrahasznosításának és energetikai felhasználásának kaszkád rendszerű megvalósítása. A háztartási tüzelőberendezésekben történő égetésük környezetvédelmi szempontból aggályos. Ugyanakkor fontos biztosítani, hogy minden háztartás elegendő téli tüzelőhöz jusson, így a fa-alapú hulladékok kiterjedtebb visszagyűjtése és újrahasznosítása esetén tűzifa program keretében lenne szükséges a háztartások kieső tüzelőanyagát pótolni. Ez megnövekedett tűzifa kitermeléshez is vezethetne, illetve e célra rövid vágásfordulóú energetikai ültetvényeket is létesíthetők lennének.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen publikáció a TKP2021-NKTA-43 azonosítószámú projekt keretében a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a TKP2021-NKTA pályázati program finanszírozásában valósult meg.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bódis P., Gálhidy L., Harmat Á., Szajkó G. & Varga K. 2021: Van-e elég fenntartható biomassza Magyarországon? – Országjelentés a szilárd biomassza keresleti és kínálati oldaláról. Magyarország. Bio Screen CEE projekt. 79 p. https://rekk.hu/downloads/projects/Country_report_Hungary_HU_FINAL.pdf
- Borovics A. 2022: ErdőLab: a Soproni Egyetem erdészeti és faipari projektje: Fókuszban az éghajlatváltozás mérséklése. Erdészeti Lapok 157(4): 114–115.
- Borovics A., Király É. & Kottek P. 2024: Projection of the Carbon Balance of the Hungarian Forestry and Wood Industry Sector Using the Forest Industry Carbon Model. *Forests* 15(4): 600. <https://doi.org/10.3390/f15040600>
- Borovics A., Merti T., Király É. & Kottek P. 2023: Estimation of the Overmature Wood Stock and the Projection of the Maximum Wood Mobilization Potential up to 2100 in Hungary. *Forests* 14(8): 1516. <https://doi.org/10.3390/f14081516>
- Borovics A., Kottek P. & Király É. 2023: Az erdészeti bioenergia hozzájárul a karbonsemlegességhez: Klímavédelmi szempontból valóban jobb gázzal vagy szénnel fűteni, mint fával? Erdészeti Lapok 158(6): 223–226.
- Harms S. & Flamme S. 1999: Wood waste recycling in Germany. R'99 Congress (Recovery, Recycling, Re-integration), February 1999. <https://www.environmental-expert.com/articles/article434/article434.htm>
- Hoffer A., Meiramova A., Tóth Á., Jancsek-Turóczy B., Kiss G., Rostási Á. et al. 2024: Assessment of the contribution of residential waste burning to ambient PM10 concentrations in Hungary and Romania. *Atmospheric Chemistry and Physics* 24: 1659–1671. <https://doi.org/10.5194/acp-24-1659-2024>
- IPCC 2006: IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds.).
- IPCC 2013: Revised Supplementary Methods and Good Practice Guidance Arising from the Kyoto Protocol. Hiraishi T., Krug T., Tanabe K., Srivastava N., Baasansuren J., Fukuda M., Troxler T.G. (eds.). 268 p.
- IPCC 2019: Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Calvo Buendia E., Tanabe K., Kranjc A., Baasansuren J., Fukuda M., Ngarize S., Osako A., Pyrozhenko Y., Shermanau P., Federici S. (eds.).
- ITM 2021: Országos Hulladékgazdálkodási Terv (2021–2027). Innovációs és Technológiai Minisztérium. <https://kormany.hu/dokumentumtar/orszagos-hulladeggazdalkodasi-terv-2021-2027>
- Kharazipour A. & Kües U. 2007: Recycling of Wood Composites and Solid Wood Products. In: Kües U. (ed.): *Wood Production, Wood Technology, and Biotechnological Impacts*. Universitätsverlag Göttingen, 509–533.
- Király É., Börcsök Z., Kocsis Z., Németh G., Polgár A. & Borovics A. 2022: Carbon Sequestration in Harvested Wood Products in Hungary – An Estimation Based on the IPCC 2019 Refinement. *Forests* 13(11): 1809. <https://doi.org/10.3390/f13111809>
- Király É., Börcsök Z., Kocsis Z., Németh G., Polgár A. & Borovics A. 2023a: A new model for predicting carbon storage dynamics and emissions related to the waste management of wood products: introduction of the HWP-RIAL model. *Acta Agraria Debreceniensis* 2023(1): 75–81.
- Király É., Kis-Kovács G., Börcsök Z., Kocsis Z., Németh G., Polgár A. & Borovics A. 2023b: Modelling Carbon Storage Dynamics of Wood Products with the HWP-RIAL Model—Projection of Particleboard End-of-Life Emissions under Different Climate Mitigation Measures. *Sustainability* 15(7): 6322. <https://doi.org/10.3390/su15076322>
- Király É., Börcsök Z., Kocsis Z., Németh G., Polgár A. & Borovics A. 2024: Climate Change Mitigation Through Carbon Storage and Product Substitution in the Hungarian Wood Industry. *Wood Research* 69(1): 72–86.
- KSH 2024: Az egyes hulladékfajták mennyisége a kezelés módja szerint. https://www.ksh.hu/stadat_files/kor/hu/kor0029.html
- Möcsényi M. 2009: Vélemény a REKK illegális fakitermelést taglaló tanulmányáról. <https://rekk.hu/downloads/projects/fagosz-reakcio.pdf>
- NIR 2023: National Inventory Report for 1985–2021. Hungary. Chapter: Land-Use, Land-Use Change and Forestry. Somogyi Z., Tobisch T. & Király É. Hungarian Meteorological Service: Budapest, 486 p.
- OKIR 2024: Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer. <http://web.okir.hu/en/>
- REKK 2009: Erdészeti és ültetvény eredetű fás szárú energetikai biomassza Magyarországon. Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont. https://rekk.hu/downloads/projects/wp2009_5.pdf
- Verkerk P.J., Delacote P., Hurmekoski E., Kunttu J., Matthews R., Mäkipää R. et al. 2022: Forest-Based Climate Change Mitigation and Adaptation in Europe. From Science to Policy 14. European Forest Institute, Joensuu, ISBN 978-952-7426-22-7.

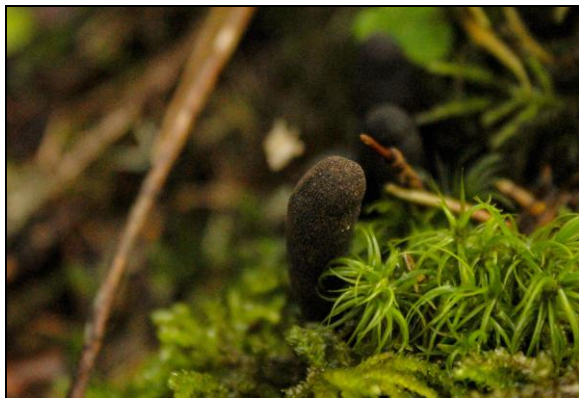
Érkezett: 2024.09.17.

Közlésre elfogadva: 2025.11.17.



Erdélyi májvirág

A *Hepatica transsilvanica* a boglárkafélék (*Ranunculaceae*) családjába tartozó, koratavasszal virágzó évelő lágyszárú. A Kárpátok endemikus faja, természetes elterjedése a Keleti- és Déli-Kárpátokra korlátozódik. Legnagyobb számban a Hargita hegyvonulatán fordul elő, de egészen Déváraig megtalálható. Mészben gazdag talajú lombhullató erdőkben és sziklás élőhelyeken él, de előfordul fenyvesekben is. A nemes májvirág (*Hepatica nobilis*) mellett az egyetlen *Hepatica*, ami Európában is előfordul. Székelyföldön kékmárciusnak is nevezik. A növény 5–15 cm magasra nő, virágai 2,5–4 cm átmérőjűek. Színük általában kék vagy liláskék, ritkábban fehér vagy rózsaszín árnyalatú. A faj gyengén mérgező és természetvédelmi szempontból veszélyeztetettnek számít.



A halott ember ujjai

A bunkós agancsgomba (*Xylaria polymorpha*) az agancsgombafélék (*Xylariaceae*) családjába tartozó faj. A „halott ember ujjai” néven is ismert, mert termőteste sötét színű, ujj alakú kinövések. Leggyakrabban lombhullató fák korhadó törzsén vagy tuskóin jelenik meg, ahol közreműködik a faanyag lebontásában. Csoportos termőteste néhány cm magasak.

**Fotók és szövegek: Kopacz Tímea erdőmérnök hallgató
(Sapientia EMTE, Sepsiszentgyörgy)**

A BÜKK (*FAGUS SYLVATICA* L.) ÁLGESZT SZÍNANYAGAINAK KÉPZŐDÉSI ÉS SZERKEZETVIZSGÁLATA

Hofmann Tamás, Albert Levente és Visiné Rajzci Eszter
Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet és Természetvédelmi Intézet

Kivonat

Az álgeszt a bükk (*Fagus sylvatica* L.) legjellemzőbb színhibája, mely az utóbbi évtizedek technológiai és marketing próbálkozásai ellenére máig jelentős gazdasági veszteséget okoz. Az értékét és hasznosíthatóságát növelő technológiai eljárások hatékonyságát növelni a színanyagok kémiai szerkezetének, összetételének és sejtfalbeli elhelyezkedésének felderítése, amiről nem közöltek még eredményeket a szakirodalomban. Laboratóriumi, *in vitro* körülmények között tanulmányoztuk az álgeszt színanyagok (kromofórok) képződési reakcióját prekursor (előanyag) vegyületekből. Nagy hatékonyságú kromatográfiás/tandem tömegspektrometriás eljárással elválasztottuk és vizsgáltuk a keletkezett színes reakciótermékek szerkezetét (molekulatömeg). Megállapítottuk, hogy az álgeszt pH-ján bükkenzimkivonat hatására a bükk faanyagának jellemző polifenoljai közül a (+)-katechin és a (-)-epikatechin polikondenzáció és oxidáció hatására színes termékeké alakul. A taxifolin gyenge reakciókészséget mutat, a fenolkarbonsavak (ferulasav, kumársav) és a kvercetin nem alakulnak át színes vegyületekké. Az izomer (+)-katechin, a (-)-epikatechin reakciói azonosak, a belőlük keletkező taxifolinnal különböző arányú (1:1, 575 m/z; 1:2, 861 m/z és 2:2, 1149 m/z) kondenzációs termékeket képeznek, amelyek további reakciókban vesznek részt, újabb színes termékeket hozva létre. A végeredmény egy igen bonyolult anyagkeverék. Az *in vitro* reakcióelegyből elsőként azonosítottunk olyan vegyületeket, (575 m/z, 863 m/z) amelyek az *in vivo* keletkezett álgeszt kivonatában is jelen vannak és bizonyítják a (+)-katechin, a (-)-epikatechin részvételét az álgeszt színanyagainak képzésében. Az azonosított vegyületek vízoldhatóak és molekulatömegük alapján feltételezhetően nem épülnek be a sejtfal szerkezetbe, ami oka lehet az álgeszt faanyag álgesztmenteshez képest valamivel jobb tartósságának gombakárosítókkal szemben, és magyarázhatja az álgeszt színének változékonyságát. A kromofórok összetételének és szerkezetének ismerete új lehetőséget kínál a szín homogénizálására, stabilitásának biztosítására és a gombaállóság növelésére.

Kulcsszavak: bükk, álgesztésedés, kromofórok, polifenolos vegyületek, színhiba, gombaállóság

STUDY OF THE FORMATION AND STRUCTURE OF THE CHROMOPHORIC SUBSTANCES OF RED HEART OF BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.)

Abstract

Red heart is the most common color defect in beech (*Fagus sylvatica* L.), which, despite technological and marketing efforts in recent decades, still causes significant economic losses. Its usability could be increased by investigating the chemical structure, composition, and location of the pigments in the cell walls, but no results have been published in the literature to date. In our present work, we studied the formation reaction of red heartwood pigments (chromophores) from precursor compounds under laboratory, *in vitro* conditions. We separated and examined the



structure (molecular weight) of the resulting colored reaction products using high-performance liquid chromatography/tandem mass spectrometry. We found that at the pH of red heartwood, under the influence of beech enzyme extract, (+)-catechin and (-)-epicatechin, two of the polyphenols characteristic of beech wood, undergo polycondensation and then oxidation to form colored products. Taxifolin shows weak reactivity, while phenolic acids (ferulic acid, coumaric acid) and quercetin do not transform into colored compounds. (+)-Catechin and (-)-epicatechin and the taxifolin formed from them form different condensation products (1:1, 575 m/z; 1:2, 861 m/z and 2:2, 1149 m/z), which participate in further reactions, creating new colored products. The end result is a very complex mixture of substances. From the *in vitro* reaction mixture, we first identified compounds that are also present in the red heartwood. The identified compounds are water-soluble and - based on their molecular weight- are not likely to be incorporated into the cell wall structure, which may explain why red heartwood is slightly more resistant to fungal damage than non-redheartwooded timber and may also explain the variability in the color of red heartwood. Knowledge of the composition and structure of chromophores offers new opportunities for enhancing color homogenization and stability as well as for implementing strategies for increasing fungal resistance of red heartwooded timber.

Keywords: beech, red heartwood, chromophores, phenolic compounds, color defects, fungal decay

BEVEZETÉS

A bükk (*Fagus sylvatica* L.) Európa legjelentősebb kemény, lombos fafaja. Rendkívül érzékeny az egyre gyakrabban tapasztalható szélsőséges, száraz és forró környezeti viszonyokra, fokozottan ki van téve az állományok egészségi állapotát jelentősen befolyásoló abiotikus és biotikus stressznek (Bíró 2005; Lakatos et al. 2009; Antonucci et al. 2021; Walthert et al. 2021; Langer et al. 2023; Rukh et al. 2023). Ennek egyik következménye, hogy az eddig is jelen lévő, „normál” fiziológiás folyamatként jellemzett álgesztesedés az állományok egyre nagyobb részét érinti (Göntz 2018), jelentősen növelve a gazdasági veszteségeket.

Az utóbbi években a külföldi és hazai felmérések egyértelműen kimutatták, hogy az álgesztesedés legfontosabb hajlamosító tényezője az állományok kora és a törzsátmérő (Knoke 2003; Bíró 2005; Gurda et al. 2017; Trenciansky et al. 2017; Göntz 2018). A bükk álgesztje, a nem elszíneződött faanyaghoz hasonlóan hajlamos a gombakárosodásra is, nem minősül tartós faanyagnak (Arac et al. 2021). Bár inhomogén színe gőzöléssel homogenizálható (Molnár et al. 2001; Tolvaj et al. 2001; Pöhler et al. 2006; Klement & Vilkovska 2019), alacsonyabb áron értékesíthető. A gazdasági veszteségeket az álgesztes faanyag megfelelő „marketingjével”, és innovatív technológiai megoldásokkal (faanyag telítése, modifikáció) is próbálták csökkenteni (Zell et al. 2004). A színyanyagok kémiai szerkezetének és sejten belüli elhelyezkedésének ismerete hozzájárulhat újabb, hatékonyabb technológiák kidolgozásához, az álgesztes faanyag alkalmazhatóságának kiterjesztéséhez, a gazdasági veszteségek csökkentéséhez.

Korábbi vizsgálatainkban azonosítottunk az álgeszt színyanyagainak képződésében résztvevő polifenol előanyagokat (prekursorokat) (Hofmann et al. 2022). Bizonyítottuk, hogy a bükk polifenolos vegyületei a bükk szíjácsából készített enzimm kivonatok jelenlétében, az álgeszt pH értékén (6,0-6,5) *in vitro* reagálnak, és az álgeszt színével megegyező színű vegyületeket képeznek (Hofmann et al. 2008). Az egyes kromofórok szerkezetének vizsgálata nem történt meg. Jelen kutatásunkban egyenként modelleztük az álgeszt színyanyagainak képződését polifenol prekursorokból hasonló laboratóriumi (*in vitro*) kísérletekben azzal a céllal, hogy (1) megállapítsuk, mely prekursorokból keletkeznek színyanyagok és (2) felderítsük az előállított kromofórok szerkezetét. Az eredmények hozzájárulhatnak az álgesztes faanyag jövőbeli alkalmazhatóságának kiterjesztéséhez.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintavétel és extrakció

A vizsgálatokhoz egy 110 éves bükk törzsből (Tanulmányi Erdőgazdaság Zrt., Sopron) mellmagassági szintről vett korongot használtunk (törzsátmérő: 36 cm, felhős ágleszt, ágleszt átmérő 18 cm), melyet a további feldolgozásig fagyasztva (-20 °C) tároltunk. Az enzimm kivonatok készítéséhez a szíjácsból (kéreg alatti 4-6 cm szövetből, mely mentes volt minden elszíneződéstől) reszeléssel vettünk mintát. 4 g fareszeléket 100 ml pH=6,18 foszfátpufferrel homogenizáltunk mágneses keverőn 10 percig. Az elegyet hűtőszekrényben (4 °C) tároltuk 24 óráig, utána 10 percig kevertük, majd centrifugáltuk (15 perc, 6000/min fordulatszámon). A felülúszó enzimm kivonatot elkülönítettük az *in vitro* kísérletekhez.

In vitro reakció

A vizsgált polifenolos prekursor vegyületekből ((+)-katechin, (-)-epikatechin, taxifolin, kvercetin, ferulasav, p-kumársav) 3 mg mennyiségeket bemértünk egy 5 ml-es centrifugacsőbe és hozzáadtunk 4,5 ml enzimm kivonatot. A centrifugacsöveket lezártuk és sötétben, szobahőmérsékleten tároltuk 30 napig. A reakcióelegyekből adott napokon (1. nap, 15. nap, 30. nap) mintát vettünk (0,5 ml), lecentrifugáltuk (2x10 perc, 14000/min fordulatszámon) és elvégeztük a polifenolos vegyületek, valamint a reakciótermékek analízisét.

HPLC-PDA-ESI-MS/MS vizsgálatok

A vegyületek elválasztásához és szerkezeti vizsgálatához egy Shimadzu LC-20 (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japán) folyadékkromatográfot használtunk. A detektálás egy diódasoros detektorral (Shimadzu SPD 20M) és egy AB Sciex 3200 QTRAP hármass kvadrupól/lineáris ioncsapda típusú tömegspektrométerrel történt (Sciex, Framingham, USA). Állófázisként egy Phenomenex, Synergy Fusion C18, 2,6 µm, 150 mm x 4,6 mm oszlopot használtunk Phenomenex SecurityGuard ULTRA LC előtétoszloppal 40 °C-on. Mozgófázisként A (víz + 0,1% hangyasav) és B (acetonitril + 0,1% hangyasav) gradienst alkalmaztunk: (3% B (0-2 min), 15 % B (36 min), 44 % B (54 min), 100 % B (66-72 min), 3% B (73-80 min) 1,2 ml/min áramlási sebesség mellett. Mintabevitel: 15 µl. A diódasoros detektorral a kromofórokra jellemző elnyelési tartományt (400-500 nm) vizsgáltuk. A polifenolok profilozása és minőségi azonosítása tömegspektrometrián történt. Ionforrás paraméterek: negatív elektroporlasztásos ionizáció (ESI), porlasztófeszültség: -4500 V, ionforrás hőmérséklet: 500 °C, függőnygáz (N₂) nyomás: 40 psi, porlasztógáz (N₂) nyomás: 30 psi, szárítógáz (N₂) nyomás: 30 psi. A polifenolok azonosítását IDA (Information Dependent Analysis) kiértékelés segítségével végeztük a 150-1500 m/z tartományon. A tömegspektrumok kiértékelése és a vegyületek azonosítása a RIKEN (Sawada et al. 2012), a MassBank (Horai et al. 2010) és a Mass Spectrometric Database of North America (Galgonek & Vondrasek 2024) tömegspektrometriás adatbázisok segítségével történt. Az adatgyűjtést, valamint a kromatogramok és a tömegspektrumok kiértékelését Analyst 1.6.3. szoftverrel végeztük (Sciex, Framingham, USA).

Vegyszerek

A (+)-katechin, (-)-epikatechin, taxifolin, kvercetin, ferulasav, p-kumársav standard vegyületeket, a kálium-dihidrogén-foszfátot, nátrium-hidrogén-foszfátot valamint a hangyasavat és acetonitrilt (LCMS minőség) a Merck Kft-től (Budapest, Magyarország) szereztük be. A kromatográfiai analízishez használt vizet hagyományos kétszeres desztillációval állítottuk elő.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

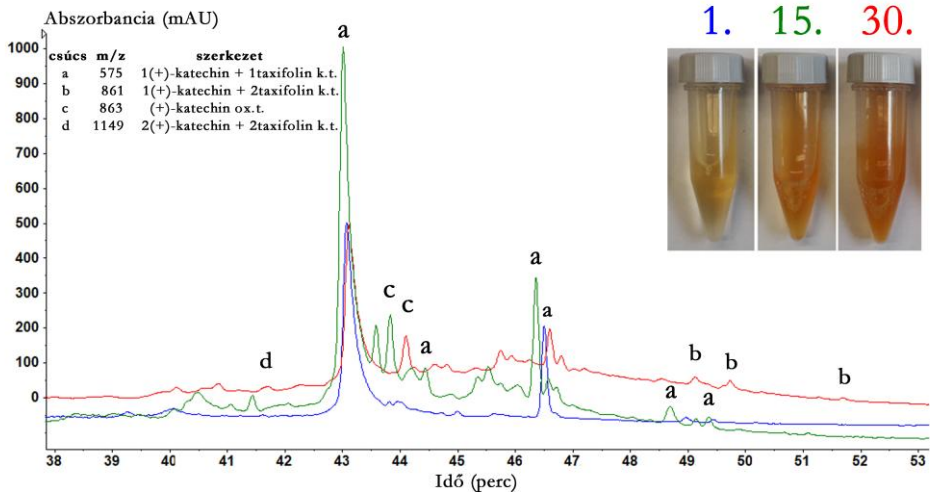
A reakcióelegyekből vett minták kromatográfiai elválasztása során a minta molekuláris összetevői szétválnak és a kromatogramon csúcsként jelennek meg. Kétfajta detektálási módot alkalmaztunk: a *spektrofotometriás detektálást* (ennek alapján készültek az ábrán megjelenített kromatogramok is) 400-500 nm hullámhossz tartományon végeztük, mely a vöröses-barna színnek felel meg, ez a képződő kromofórok jellemző fényelnyelési tartománya. Lehetővé teszi, hogy csak a színes vegyületek csúcsai jelenjenek meg a kromatogramon; a *tömegspektrometriás detektálás* a vegyületek molekulatömegének és szerkezetének vizsgálatára nyújt lehetőséget. A kromatográfiai csúcsok magassága az elválasztott vegyületek mennyiségével arányos.

A kísérlet indításának napján (0. nap) az elegy kémiai összetételét nem vizsgáltuk, mivel szemmel láthatólag még nem képződtek színanyagok. A (+)-katechin és a (-)-epikatechin reakcióelegye 24 óra után színbeli változást mutatott, a többi előanyagot tartalmazó reakcióelegynél megmaradt a kiindulási szín. Ez arra utal, hogy a bükk álgeszt kromofórajainak képződésében szerepet játszó előanyagok jelentősen eltérő reakciókészségűek, így feltételezhetően a színanyagok képződésében és összetételében is eltérő szereppel rendelkezhetnek. Az eredményeket a vizsgált előanyagokra külön-külön tárgyaljuk.

(+)-katechin

A (+)-katechin reakcióelegye már az első nap elszíneződött és a szín az idő előrehaladtával egyre intenzívebbé vált (1. ábra). A kromatogramokon látszik, hogy több keletkezett vegyület csúcsa a 15. napig növekedett, majd csökkent, miközben az organoleptikusan észlelt szín erősödött. Ez azt bizonyítja, hogy a 15. napig keletkezett termékek egy része további reakciókban vett részt, ami újabb termékek képződéséhez vezetett (új csúcsok a 30. napon felvett kromatogramon). A végeredmény egy bonyolult összetételű anyagkeverék. A szerkezetvizsgálatok azt bizonyították, hogy (+)-katechin a kromofórok keletkezésének fontos szereplője, a kísérlet körülményei között oxidációs és kondenzációs folyamatokban vett részt. Az egyik átalakulási terméke a taxifolin, ami szabad formában is megjelenik a reakcióelegyben (csúcs nem látható az 1. ábrán mivel a taxifolin szintelen). A (+)-katechin oxidációs reakcióban bakteriális hatásra is taxifolinná alakul (Matsuda et al. 2008). A keletkezett taxifolin és a (+)-katechin egymással reagálva színes vegyületekké kondenzálódik. A színanyagok molekulatömegének vizsgálata során megállapítottuk, hogy azok többsége 900 Da (g/mol) - nál kisebb. A legjellemzőbb csúcsok a tömegspektrumok alapján a (+)-katechin és a taxifolin különböző (1:1, 575 m/z; 1:2, 861 m/z) arányú kondenzációs termékei, valamint a (+)-katechin oxidációs termékei. Nagyobb molekulatömegű kondenzátumok (2:2, 1149 m/z) a konszekutív reakciók eredményeként a 30. napon voltak kimutathatók, alacsony koncentrációban. Bizonyosságot nyertek a korábbi

feltételezéseink, miszerint a (+)-katechin a bükk enzimjeinek hatására az álgeszt pH-ján *in vitro* nagy molekulatömegű színanyagokká alakul (Hofmann et al. 2008). Az *in vitro* körülmények között képződött kromofórok közül az 575 m/z és a 863 m/z vegyületeket az álgesztes faanyag kivonatából is kimutattuk (Hofmann et al. 2025). Ezzel elsőként sikerült bizonyítanunk a (+)-katechin szerepét az *in vivo* álgesztesedésben és meghatározni az álgeszt színét kölcsönző, (+)-katechinból képződő néhány kromofór szerkezetét.



1. ábra: A (+)-katechin *in vitro* reakciója bükk szíjács enzimkivonattal pH=6,18 értéken. A képződött színanyagok kromatográfiai elválasztása és detektálása (400-500 nm) a reakcióelegyből az 1. 15. és 30. napokon. k.t.: kondenzációs termék; ox.t.: oxidációs termék

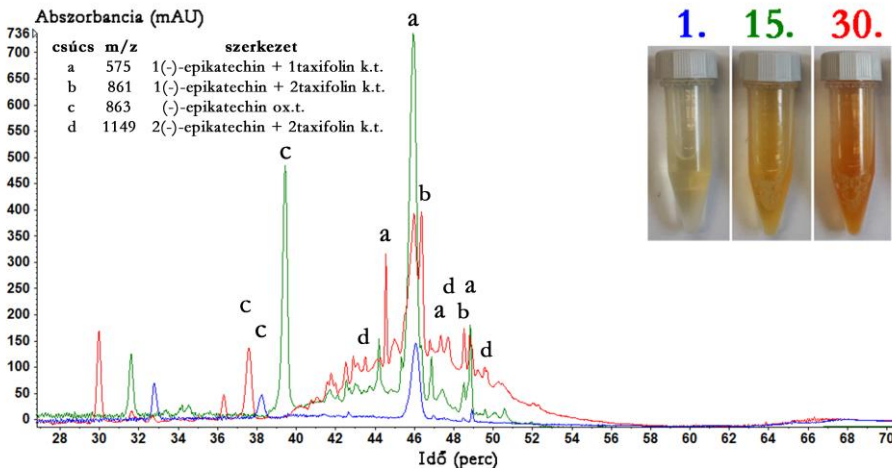
Figure 1: The *in vitro* reaction of (+)-catechin with beech sapwood extract at pH=6.18. Separation of chromophoric substances from the reaction mixture at days 1, 15 and 30 (400-500 nm chromatogram). k.t.: condensation product, ox.t.: oxidation product

(-)-epikatechin

A (-)-epikatechin a (+)-katechin izomere, átalakulási reakció hasonlóak. A (-)-epikatechinből keletkező színanyagok keletkezését és azok kromatográfiai elválasztását a 2. ábra szemlélteti. A kromatográfiai csúcsok emelkedése igazolja az idővel egyre intenzívebbé váló színanyagképződést. Megfigyelhető, hogy bizonyos csúcsok magassága a 15. napig emelkedik, majd utána csökken, miközben az összes színanyagot reprezentáló csúcsok mennyisége (40-54 perc retenciós idő között) folyamatosan, „dombszerűen” nő a 30. napig. Ez igazolja a színes vegyületek folyamatos mennyiségi növekedését az egymást követő bonyolult reakciók eredményeként, amelyekben a keletkezett színes primér vegyületek is részt vesznek.

A reakcióelegyben kimutattuk a taxifolint, ami a (-)-epikatechin oxidatív átalakulása nyomán keletkezett, hasonlóan a (+)-katechin reakciójához. A csúcsterületek alapján (2. ábra) a legnagyobb mennyiségben megtalálható kromofór az (-)-epikatechin és taxifolin 1:1 arányú (575 m/z), és 1:2 arányú (861 m/z) kondenzációs terméke. A 900-1500 m/z tömegtartományon is megfigyelhetők re-

akciótermékek (2:2 arányú (-)-epikatechin és taxifolin kondenzációs termék, 1149 m/z), de - hasonlóan a (+)-katechinnél tapasztaltakhoz - ezek koncentrációja alacsony és kialakulásuk csak a 30. napon vizsgált mintából igazolható. A reakcióelegyben megjelennek az álgesztes faanyag kivonatóból már korábban azonosított kromofór csúcsok (575 m/z, 863 m/z). Ez bizonyítja a (-)-epikatechin részvételét is az álgesztesedés *in vivo* folyamataiban. Összevetve a két izomer reakciókészségét ezekben a folyamatokban kijelenthető, hogy *in vitro* körülmények között a (-)-epikatechin reakciókészsége nagyobb, mint a (+)-katechiné. Megjegyzendő, hogy a bükk faanyag sokkal nagyobb mennyiségben tartalmazza a (+)-katechint mint a (-)-epikatechint (Hofmann 2022).

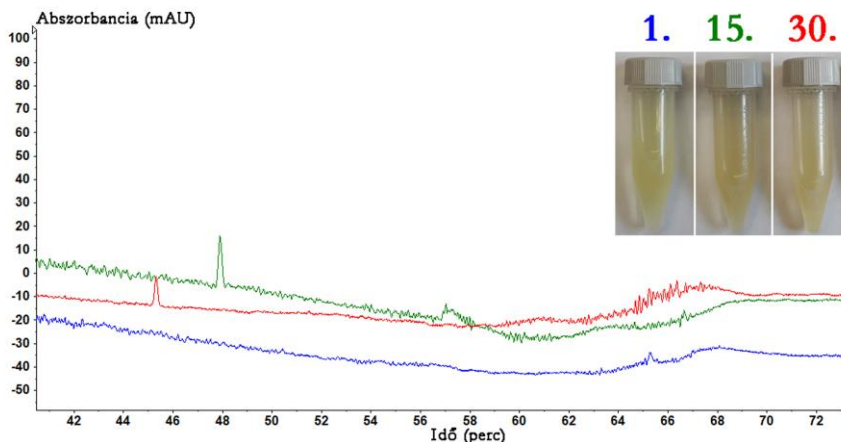


2. ábra: Az (+)-epikatechin *in vitro* reakciója bükk szíjács kivonattal pH=6,18 értéken. A képződött színanyagok kromatográfiás elválasztása és detektálása (400-500 nm) a reakcióelegyből az 1. 15. és 30. napokon. k.t.: kondenzációs termék; ox.t.: oxidációs termék

Figure 2: The *in vitro* reaction of (+)-epicatechin with beech sapwood extract at pH=6.18. Separation of chromophoric substances from the reaction mixture at days 1, 15 and 30 (400-500 nm chromatogram). k.t.: condensation product, ox.t.: oxidation product

Kvercetin

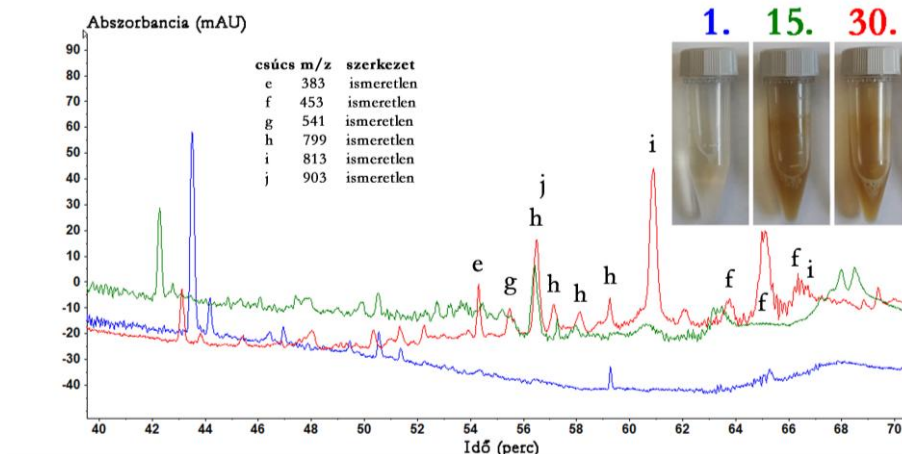
A kvercetin viszonylag alacsony koncentrációban fordul elő a bükk szíjácsában, csak egy glikozidját mutatták ki (Mämmelä 2001; Hofmann 2008). Az álgeszt csak nyomokban tartalmaz szabad kvercetint. Korábbi *in vitro* kísérleti eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a kvercetin bükkenzimkivonatok hatására nem, vagy csak nagyon kis mértékben reagál (Hofmann et al. 2008). Kísérleti eredményeink megerősítik ezt a tapasztalatot. A reakcióelegy színe a 30. napig nem változott, és a kromatogramokon (eltekintve két kisebb csúcstól) nem jelentek meg egyértelműen képződő színanyagok csúcsai (3. ábra), ami arra utal, hogy a kvercetin nem vesz részt a színanyagok képződési reakcióiban.



3. ábra: A kvercetin *in vitro* reakciója bükk szíjács kivonattal pH=6,18 értéken. A képződött színanyagok kromatográfiás elválasztása és detektálása (400-500 nm) a reakcióelegyből az 1. 15. és 30. napokon
 Figure 3: The *in vitro* reaction of quercetin with beech sapwood extract at pH=6.18. Separation of chromophoric substances from the reaction mixture at days 1, 15 and 30 (400-500 nm chromatogram)

Taxifolin

A taxifolin a bükk faanyagában glikozidjai (pentozyd és hexozid) formájában fordul elő (Hofmann et al. 2004, 2008, 2022; Mämmelä 2001). Az álgeszt belsejében a glikozidok hidrolízisét követően szabad formában kimutatható. *In vitro* kísérleti eredményeink bizonyítják, hogy az álgesztben a katechinek oxidációja során is keletkezik. A 4. ábra alapján megfigyelhető a taxifolin koncentrációjának időbeli csökkenése és ezzel párhuzamosan a reakciótermékeinek mennyiségi növekedése, ami a reakcióelegy barnulását eredményezi.

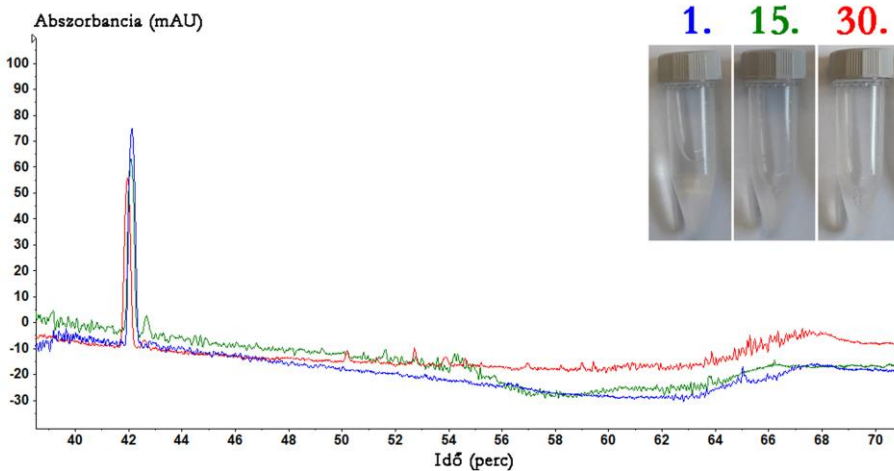


4. ábra: A taxifolin *in vitro* reakciója bükk szíjács kivonattal pH=6,18 értéken. A képződött színanyagok kromatográfiás elválasztása és detektálása (400-500 nm) a reakcióelegyből az 1. 15. és 30. napokon
 Figure 4: The *in vitro* reaction of taxifolin with beech sapwood extract at pH=6.18. Separation of chromophoric substances from the reaction mixture at days 1, 15 and 30 (400-500 nm chromatogram)

A taxifolin részt vesz a kromofórképző reakciókban, de a folyamatok lényegesen lassabbak, mint a katechinek átalakulásai, és a képződő színes termékek csúcsai is kisebbek. (v.ö. 1. és 2. ábrák). A 4. ábrán jelölt átalakulási termékek szerkezetének azonosítása további vizsgálatokat igényel.

Ferulasav

A ferulasavat elsőként mutattuk ki a bükk faanyagában. Bizonyítottuk, hogy ún. „nem-oldható poli-fenol” formában van jelen, a sejtfa mátrix szerkezeti polimerjeihez kapcsolódik, mennyisége az álgeszt határzónájában jelentősen megemelkedik (Hofmann et al. 2025). Ennek alapján feltételezhető, hogy részt vesz az álgesztésedés molekuláris folyamataiban. Az 5. ábra szemlélteti, hogy a ferulasavat tartalmazó reakcióelegy színe még a 30. napon sem változott és a kromatogram sem utal színes átalakulási termékek képződésére. A ferulasavból nem képződnek bükkálgeszt színanyagok.

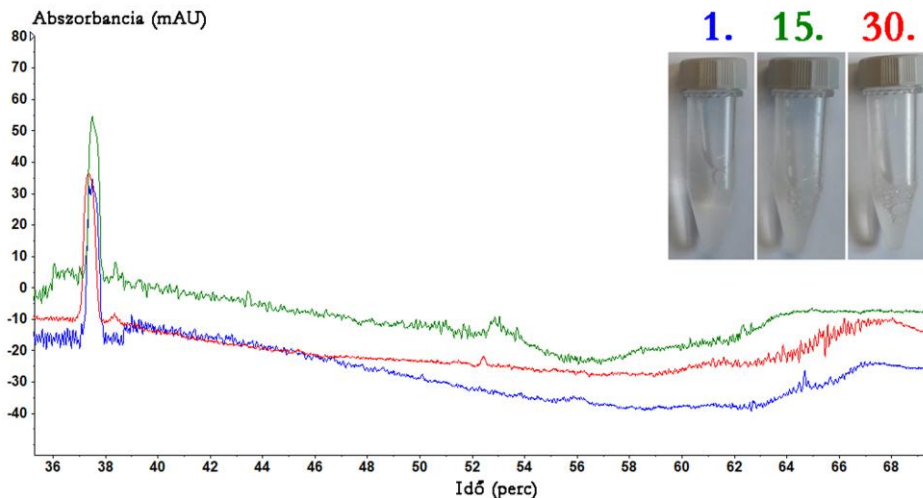


5. ábra: A ferulasav *in vitro* reakciója bükk szíjács kivonattal pH=6,18 értéken. A képződött színanyagok kromatográfias elválasztása és detektálása (400-500 nm) a reakcióelegyből az 1. 15. és 30. napokon

Figure 5: The *in vitro* reaction of ferulic acid with beech sapwood extract at pH=6.18. Separation of chromophoric substances from the reaction mixture at days 1, 15 and 30 (400-500 nm chromatogram)

p-kumársav

Előző kutatásainkban kimutattuk, hogy a szíjács/álgeszt határzónában megemelkedett szabad (Hofmann et al. 2022) és kötött (Hofmann et al. 2025) *p*-kumársav tartalom mérhető. A 6. ábrán egyértelműen látszik, hogy a *p*-kumársavat tartalmazó reakcióelegy színe az időben nem változik, és a kromatogramon kromofór tulajdonságokkal rendelkező vegyületek nem jelennek meg, ami arra utal, hogy a *p*-kumársav nem vesz részt a színanyagok képződésében. Hasonlóan a ferulasavhoz, elsősorban az álgesztés faanyag sejtfa szerkezetében akkumulálódik kötött formában és a szerkezet erősítésében, valamint az antioxidáns védekezési mechanizmusokban vesz részt (Chateigner-Boutin et al. 2016; Bento-Silva et al. 2018; Gesteiro et al. 2021; Khan et al. 2024; López-Malvar et al. 2025)



6. ábra: A *p*-kumársav *in vitro* reakciója bükk szíjács kivonattal pH=6,18 értéken. A képződött színanyagok kromatográfias elválasztása és detektálása (400-500 nm) a reakcióelegyből az 1. 15. és 30. napokon

Figure 6: The *in vitro* reaction of *p*-coumaric acid with beech sapwood extract at pH=6.18. Separation of chromophoric substances from the reaction mixture at days 1, 15 and 30 (400-500 nm chromatogram)

ÖSSZEFOGLALÁS

A bükk álgeszt jelentős mértékben csökkenti a faanyag értékét. A veszteségeket innovatív technológiai megoldásokkal (gőzölés, telítés, modifikáció) próbálják csökkenteni. A színanyagok kémiai szerkezetének és sejten belüli elhelyezkedésének ismerete hozzájárulhat újabb, hatékonyabb technológiák kidolgozásához, amelyekkel a gazdasági veszteségek tovább csökkenthetők. Korábbi vizsgálatainkban azonosítottunk a színanyag képződésében résztvevő polifenol előanyagokat és bizonyítottuk, hogy ezek *in vitro*, a bükk szíjácsából készített enzimm kivonatok jelenlétében, az álgeszt pH értékén (6,0-6,5) reagálnak és az álgeszt színével megegyező színű vegyületeket képeznek. A színanyagok szerkezetének vizsgálata nem történt meg.

Jelen kutatásunkban hasonló reakció körülmények között, egyenként modelleztük az előanyagok viselkedését. Nagy hatékonyságú kromatográfias/tandem tömegspektrometriás eljárással elválasztottuk és vizsgáltuk a keletkezett színes reakciótermékek szerkezetét (molekulatömeg). Megállapítottuk, hogy vizsgált előanyagok reakciókészsége az alkalmazott reakciókörülmények között jelentősen eltér, legnagyobb reakciókészséggel a (+)-katechin és a (-)-epikatechin rendelkezik. Polikondenzációs és oxidációs reakciókban rövid idő alatt színes termékekkel alakulnak. A taxifolin gyenge reakciókészséget mutat, a fenolkarbonsavak (ferulasav, kumársav) és a kvercetin nem alakulnak át színes vegyületekké. Az izomer (+)-katechin, a (-)-epikatechin reakciói azonosak. Azonosítottuk a belőlük keletkező taxifolinnal képezett különböző arányú (1:1, 575 m/z és 1:2, 861 m/z) kondenzációs termékeiket, és a 863 m/z oxidációs terméket. Ezek egy része további reakciókban vesz részt, újabb színes termékeket hozva létre. A 30. napon vett mintákból nagyobb molekulatömegű kondenzátumokat (1149 m/z) is kimutattunk. A reakcióelegyben több reakció játszódik le, a végeredmény egy igen bonyolult anyagkeverék.



Az *in vitro* reakcióelegyből azonosított 575 m/z és a 863 m/z vegyületeket az álgesztes faanyag kivonatából is kimutattuk. Ezzel elsőként sikerült bizonyítanunk a (+)-katechin és a (-)-epikatechin szerepét az *in vivo* álgesztesedésben és meghatározni az álgeszt színét kölcsönző, belőlük képződő néhány kromofór szerkezetét. Az azonosított vegyületek vízoldhatók és molekulatömegük alapján feltételezhetően nem épülnek be a sejtfalszerkezetbe. A kromofórok összetételének és szerkezetének ismerete új lehetőséget kínál a szín homogenizálására, stabilitásának biztosítására és a gombaállóság növelésére.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen publikáció a TKP2021-NKTA-43 azonosítószámú projekt keretében a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a TKP2021-NKTA pályázati program finanszírozásában valósult meg.

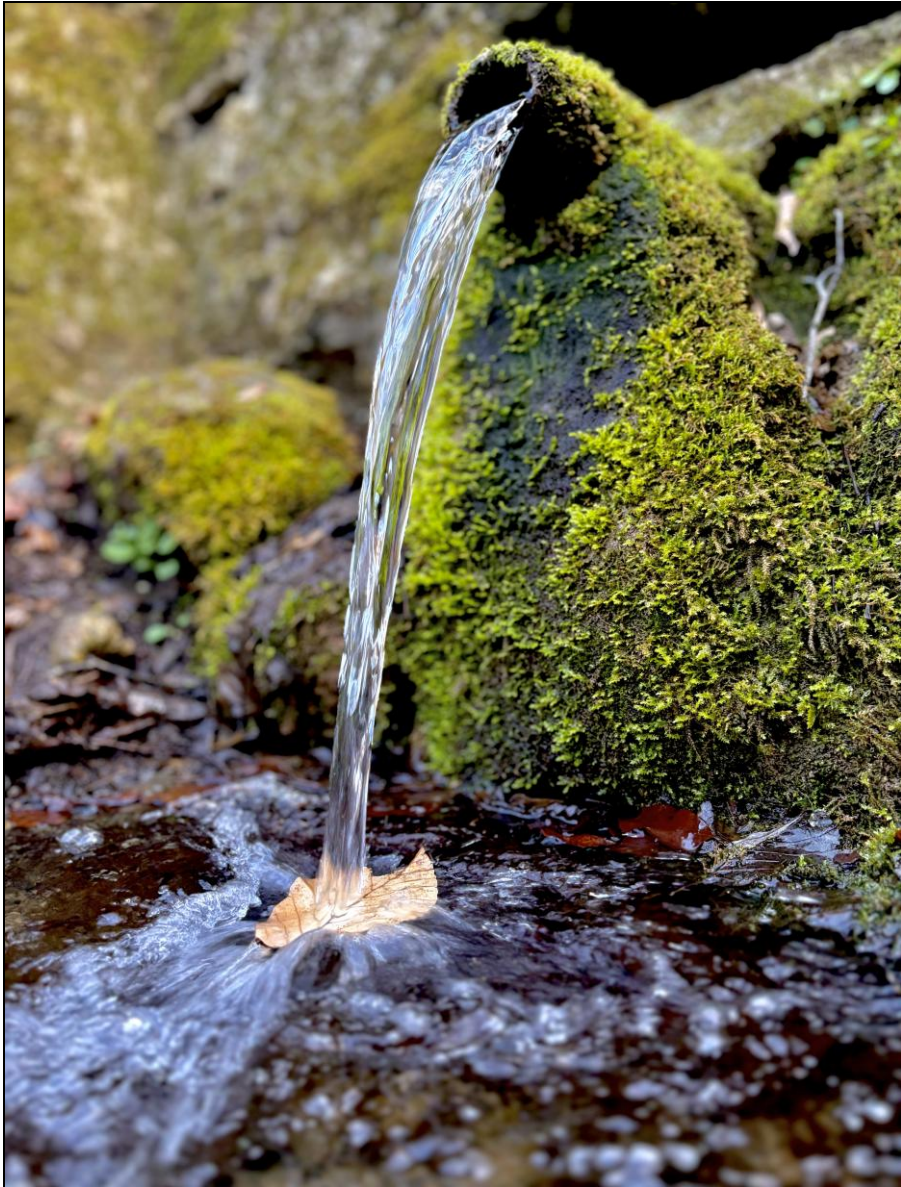
IRODALOMJEGYZÉK

- Antonucci S., Santopuoli G., Marchetti M., Tognetti R., Chiavetta U. & Garfi V. 2021: What Is Known About the Management of European Beech Forests Facing Climate Change? A Review. *Current Forestry Reports* 7: 321–333. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00149-4>.
- Arač K., Orlović J. & Diminić D. 2021: Effect of *Fungus Meripilus giganteus* (Pers.) P. Karst. on Occurrence and Development of False Heartwood and Rot in *Fagus sylvatica* L. Round Wood. *Croatian journal of forest engineering* 42(3): 529–542. <https://doi.org/10.5552/CROJFE.2021.885>.
- Bento-Silva A., Vaz Patto M.C. & do Rosário Bronze M. 2018: Relevance, structure and analysis of ferulic acid in maize cell walls. *Food Chem.* 246: 360-378. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2017.11.012>. Epub 2017 Nov 3. PMID: 29291861.
- Bíró B. 2005: A Bükk Álgesztesedés Vizsgálata a Somogyi Erdészeti És Faipari Részvénytársaság Erdőállományaiban. In Proceedings of the Doktori (PhD) disszertáció. Sopron. Magyarország.
- Chateigner-Boutin A.L., Prdaz-Otiz J.J., Alvarado C., Bouchet B., Durand S., Verherbruggen Y. et al. 2016: Developing Pericarp of Maize: A Model to Study Arabinoxylan Synthesis and Feruloylation. *Frontiers in Plant Science* 7: 1476. <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.01476>
- Galgonek J. & Vondrášek J. 2024: The IDSM Mass Spectrometry Extension: Searching Mass Spectra Using SPARQL. *Bioinformatics* 40(4): bt4e174. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bt4e174>
- Gesteiro N., Burtón A., Estévez S. & Santiago R. 2021: Unraveling the role of maize (*Zea mays* L.) cell-wall phenylpropanoids in stem-borer resistance. *Phytochemistry* 185: 112683. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2021.112683>
- Göntz B. 2018: Bükk álgeszt kimutatása elektromos mérés segítségével. Doktori (PhD) disszertáció. Soproni Egyetem. Sopron.
- Gurda S., Sokolović D., Knežević J., Hajdarević S. & Avdibegović J. 2017: Impact Of Site Quality And Some Taxation Elements On Beech Red Heart Formation In Forest Compartments. 107. M.U. „Gostelja“ and 47. M.U. „Srednja Drinjača“. *Radovi Šumarskog fakulteta Univerziteta u Sarajevu* 47: 60–76. <https://doi.org/10.54652/rsf.2017.v47.i1.67>.
- Hofmann T., Visi-Rajczi E. & Albert L. 2025: Role of extractable and non-extractable polyphenols in the formation of beech (*Fagus sylvatica* L.) red heartwood chromophores. *Forests* 16, xxx-xxx (közlésre benyújtva, bírálat alatt).
- Hofmann T., Albert L. & Rétfalvi T. 2004: Quantitative TLC Analysis of (+)-Catechin and (-)-Epicatechin from *Fagus sylvatica* L. with and without Red Heartwood. *JPC-J Planar Chromatography* 17: 350–354. <https://doi.org/10.1556/JPC.17.2004.5.5>
- Hofmann T., Albert L. & Rétfalvi T. et al. 2008: TLC Analysis of the In-Vitro Reaction of Beech (*Fagus sylvatica* L.) Wood Enzyme Extract with Catechins. *JPC-J Planar Chromatography* 21: 83–88. <https://doi.org/10.1556/JPC.21.2008.2.2>

- Hofmann T., Guran R., Zitka O., Visi-Rajczi E. & Albert L. 2022: Liquid Chromatographic/Mass Spectrometric Study on the Role of Beech (*Fagus sylvatica* L.) Wood Polyphenols in Red Heartwood Formation. *Forests* 13: 10. <https://doi.org/10.3390/f131010010>
- Horai H., Arita M., Kanaya S., Nihei Y., Ikeda T., Suwa K. et al. 2010: MassBank: A Public Repository for Sharing Mass Spectral Data for Life Sciences. *Journal of Mass Spectrometry* 45: 703–714. <https://doi.org/10.1002/jms.1777>.
- Khan K.A., Saleem M.H., Afzal S., Hussain I., Ameen F. & Fahad S. 2024: Ferulic acid: therapeutic potential due to its antioxidant properties, role in plant growth, and stress tolerance. *Plant Growth Regulation* 104(3): 1329–1353. <https://doi.org/10.1007/s10725-024-01243-w>
- Klement I. & Vilkovská T. 2019: Color Characteristics of Red False Heartwood and Mature Wood of Beech (*Fagus sylvatica* L.) Determining by Different Chromacity Coordinates. *Sustainability* 11: 690. <https://doi.org/10.3390/su11030690>
- Knoke T. 2003: Predicting Red Heartwood Formation in Beech Trees (*Fagus Sylvatica* L.). *Ecological Modelling* 169: 295–312. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00276-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00276-X).
- Lakatos F. & Molnár M. 2009: Mass Mortality of Beech (*Fagus Sylvatica* L.) in South-West Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5: 75–82. <https://doi.org/10.37045/aslh-2009-0006>.
- Langer G.J. & Buřkcamp J. 2023: Vitality Loss of Beech: A Serious Threat to *Fagus Sylvatica* in Germany in the Context of Global Warming. *Journal of Plant Diseases and Protection* 130: 1101–1115. <https://doi.org/10.1007/s41348-023-00743-7>.
- López-Malvar A., Main O., Guillaume S., Jacquemot M.P., Meunier F., Revilla P. et al. 2025: Genotype-dependent response to water deficit: increases in maize cell wall digestibility occurs through reducing both p-coumaric acid and lignification of the rind. *Front Plant Science* 16: 1571407. <https://doi.org/10.3389/fpls.2025.1571407>. PMID: 40416088; PMCID: PMC12098441.
- Mämmelä P. 2001: Phenolics in selected European hardwood species by liquid chromatography–electrospray ionisation mass spectrometry. *Analyst* 126: 1535–1538.
- Matsuda M., Otsuka Y., Jin S., Wasaki J., Watanabe J., Watanabe T. & Osaki M. 2008: Biotransformation of (+)-catechin into taxifolin by a two-step oxidation: primary stage of (+)-catechin metabolism by a novel (+)-catechin-degrading bacteria, *Burkholderia* sp. KTC-1, isolated from tropical peat. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 366(2):414–9. <https://doi.org/10.1016/j.bbrc.2007.11.157>. Epub 2007 Dec 7. PMID: 18068670.
- Molnár S., Németh R., Fehér S., Tolvaj L., Papp Gy., Varga F. & Apostol T. 2001: Technical and technological properties of hungarian beech consider the red heart. *Wood Research* 46: 21–30.
- Pöhler E., Klingner R. & Künniger T. 2006: Beech (*Fagus sylvatica* L.) – technological properties, adhesion behaviour and colour stability with and without coatings of the red heartwood. *Annals of Forest Science* 63(2): 129–137. <https://doi.org/10.1051/forest:2005105>
- Rukh S., Sanders T.G.M., Krüger I., Schad T. & Bolte A. 2023: Distinct Responses of European Beech (*Fagus Sylvatica* L.) to Drought Intensity and Length—A Review of the Impacts of the 2003 and 2018–2019 Drought Events in Central Europe. *Forests* 14: 248. <https://doi.org/10.3390/f14020248>.
- Sawada Y., Nakabayashi R., Yamada Y., Suzuki M., Sato M., Sakata A. et al. 2012: RIKEN Tandem Mass Spectral Database (ReSpect) for Phytochemicals: A Plant-Specific MS/MS-Based Data Resource and Database. *Phytochemistry* 82: 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2012.07.007>.
- Tolvaj L., Varga D., Molnár S. & Pál A. 2001: A gőzölés színváltoztató hatása fehér és színes gesztű bükk faanyag esetében. *Faipar* 4: 11–12.
- Trenčiansky M., Lieskovský M., Merganič J. & Šulek R. 2017: Analysis and Evaluation of the Impact of Stand Age on the Occurrence and Metamorphosis of Red Heartwood. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 10: 605. <https://doi.org/10.3832/ifor2116-010>.
- Walther L., Ganthaler A., Mayr S., Saurer M., Waldner P., Walser M. et al. 2021: From the Comfort Zone to Crown Dieback: Sequence of Physiological Stress Thresholds in Mature European Beech Trees across Progressive Drought. *Science of The Total Environment* 753: 141792. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141792>
- Zell J., Hanewinkel M. & Seeling U. 2004: Financial optimisation of target diameter harvest of European beech (*Fagus sylvatica*) considering the risk of decrease of timber quality due to red heartwood. *Forest Policy and Economics* 6: 579–593. [https://doi.org/10.1016/S1389-9341\(03\)00007-8](https://doi.org/10.1016/S1389-9341(03)00007-8)

Érkezett: 2025.09.24.

Közlésre elfogadva: 2025.11.25.



Cinforra-forrás

Heves vármegyében, Egertől kb. 30 km-re, Szentdomonkos község közelében, a Domonkos patak egy parti égeresében ered a Cinforra- forrás. Egész évben ad vizet, de nyári aszályok idején vízhozama jelentősen lecsökken. A forrás falán látható a valamikori Tamaleleszi Erdészet egykori erdészetvezetőjének, Benedek Ottónak réz emléktáblája.

Fotó és szöveg: Ficzeré Mónika (Egererdő Zrt)

AKÁCKLÓNOK DRÓNOS TÁVÉRZÉKELÉSES MÓDSZERREL TÖRTÉNŐ VIZSGÁLATÁNAK ELŐZETES EREDMÉNYEI

Ábri Tamás¹, Szabó Loránd² és Szabó Gergely²

¹Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Ültetvényeszerű Fatermesztési Osztály

²Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Földtudományi Intézet, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék

Kivonat

Ebben a tanulmányban a Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézete és a Debreceni Egyetem közös kutatási projektje kerül bemutatásra. A kutatómunka célja egy nyírségi akácklón összehasonlító kísérlet vizsgálata drón (UAS=uncrewed aerial system) segítségével. A vizsgálatok során fmagasság és különféle vegetációs indexek (NDVI, GNDVI, NDRE, LCI) mérésére került sor. A fotogrammetriai és multispektrális vizsgálatok eredménye alapján a klónok között szignifikáns különbségek mutatkoztak. A(z) NK2 és PL251 klónok kimagasló növekedést és jó egészségi állapotot mutattak, míg az 'Üllői' fajta gyengébben teljesített. Néhány vegetációs index (NDRE, LCI, CCCI) és a fák magassága között közepes mértékű korrelációt tapasztaltunk ($r=0,587-0,593$), ami alátámasztja az erdészeti távérzékelésben rejlő lehetőségeket az erdőgazdálkodás hatékonyságának növelésére. A kutatás rávilágít arra, hogy az UAS-technológia integrálása az erdőgazdálkodásba pontos, költséghatékony és részletes adatokat biztosít, hozzájárulva az akác termesztési technológiájának fejlesztéséhez.

Kulcsszavak: akácklónok, drón, fotogrammetria, vegetációs index

REMOTE SENSING ANALYSIS OF BLACK LOCUST CLONES: EARLY EVALUATION

Abstract

In this study, a joint project by the University of Debrecen and the Forest Research Institute (University of Sopron), aimed to study growth and vitality of black locust clones with remote sensing technologies. A clone trial established in 2020 in Eastern Hungary (Nyírség) tested newly-bred clones using uncrewed aerial system (UAS)-based photogrammetry to measure tree heights and multispectral analysis to monitor vegetation indices (NDVI, GNDVI, NDRE, LCI, CCCI). The results showed significant differences between clones. Clones NK2 and PL251 showed superior growth performance and health, while 'Üllői' cultivar performed the lowest. Moderate correlations ($r=0.587-0.593$) were found between some vegetation indices (NDRE, LCI, CCCI) and tree heights, emphasizing the potential of remote sensing in efficient forest management. This study highlights the value of integrating UAS technology in forestry, offering cost-effective, accurate, and comprehensive data for improving black locust growing technology.

Keywords: akácklónok, UAS, photogrammetry, vegetation index

BEVEZETÉS

Az akác (*Robinia pseudoacacia* L.) a XVII. század elején került Európába, napjainkban az egyik legelterjedtebb exóta fafaj az „Öreg Kontinensen”. A különböző környezeti hatásokkal szembeni alkalmazkodóképessége, értékes faanyaga, gyors fiatalkori növekedése, jó sarjadzóképessége, könnyű szaporíthatósága, gyakori és bőséges magtermése, továbbá relatíve magas fatermése miatt hazánkban is előszeretettel ültették, ültetik. A fatermesztésen túl, méhészeti jelentősége is meghatározó (Nicolescu et al. 2018).

Az akác termesztési technológiájának fejlesztésében, nemesítésben, új klónok előállításában hazánk évtizedek óta az élen jár, melyet számos magyar és idegen nyelvű tanulmányon túl az is bizonyít, hogy több ország küldte/küldi hozzánk erdészeti kutatóit az akáctermesztés tanulmányozása céljából. A több évtizedre visszanyúló kutatómunka célja a fafaj törzsalakjának javítása, valamint a fatermés és nektártermelés fokozása. Ennek eredményeként ma számos államilag elismert akácfaajtával, fajtajelölt klónnal rendelkezünk (Ábri et al. 2023a).

A hazai akác kutatás legújabb iránya az újonnan szelektált, kiváló tulajdonságokkal rendelkező akácegyedek vegetatív úton (gyökérdugványról vagy mikroszaporítás által) történő továbbszaporítása, magas genetikai értékű, erős gyökérszövetű, stressztűrő csemetek előállítása, majd azok tág hálózatba történő ültetésével akác iparifa célú ültetvények létrehozása. Az ezirányú kutatómunka 2019-ben indult az ERTI és a Napkori Erdőgazdák Zrt. közös projektjeként (Borovics et al. 2022).

A fentiekhez kapcsolódóan egy Napkor település közelében található kísérleti célú akác iparifa ültetvényben végzünk fatermési és növényélettani vizsgálatokat, melyek során vegetatív úton előállított akácklónok, illetve egy államilag elismert fajta növekedését, CO₂ megkötését (fotoszintézisének intenzitását), párologtatását és vízhasznosítását, valamint vegetációs index (VI) értékeit vizsgáljuk innovatív módon (Ábri et al. 2022).

Ez utóbbiak, napjainkban tapasztalt fokozott érdeklődés miatt külön említést érdemelnek. A VI-k a távérzékelte spektrális adatok kombinációiból számított, a növényállomány egyes jellemző tulajdonságait jellemző értékek, melyek segítségével képet kaphatunk a földfeletti zöld biomaszra mennyiségről, a növények klorofill és egyéb levél pigment tartalmáról, ezáltal az általános egészségi állapotukról, stressztűrő-képességükről, valamint tápanyag-ellátottságukról (Janda 2023). Az elmúlt évtizedekben számos VI-t fejlesztettek ki, melyek közül a legnépszerűbb a normalizált vegetációs index (Normalized Difference Vegetation Index – NDVI), melynek -1 és +1 közötti értéke meghatározza, hogy a növények levélzete a fotoszintetikus hasznos sugárzásból mennyit nyel el, illetve ver vissza. Minél többet elnyel, annál aktívabb a növényzet vegetációs aktivitása, mely összefüggésben van a levelek klorofill-tartalmával (Rouse et al. 1974, Bannari et al. 1995). Érdemes még megemlíteni a zöld normalizált vegetációs indexet (Green Normalized Difference Vegetation Index – GNDVI), valamint a vörös él spektrumot (vörös tartomány felső határa) használó LCI (Leaf Chlorophyll Index) és NDRE (Normalized Difference Red Edge) indexeket, továbbá az NDRE és NDVI értékek hányadosából képzett CCCI-t (Canopy Chlorophyll Content Index) is, melyeket különböző mezőgazdasági és erdészeti kultúrák megfigyelése során igen gyakran alkalmaznak és sok esetben sokkal pontosabb adatokat szolgáltatnak a növényállomány klorofill-tartalmával, egészségi állapotával kapcsolatban, mint az NDVI (Gitelson et al. 1996, Long et al. 2009, Xue és Su 2017, Jorge et al. 2019, Bronson et al. 2020, Csajbók et al. 2022, Ecke et al. 2022).

A famagasság és a különböző VI-k vizsgálata történhet terepi (pl. lézeres magasságmérő vagy kézi NDVI mérőműszer segítségével), illetve légi eszközök és azokra szerelt szenzorok alkalmazásával (Burkhart et al. 2018, Krause et al. 2019, Guimarães et al. 2020, Ábri et al. 2022). Ez utóbbiak

közül a különböző szenzorokkal felszerelt légi drónokat (UAS=Uncrewed Aerial System) érdemes kiemelni, melyekkel napjainkban egyre gyakrabban végeznek növényállomány-felmérést (Torresan et al. 2017, Dainelli et al. 2021, Ecke et al. 2022).

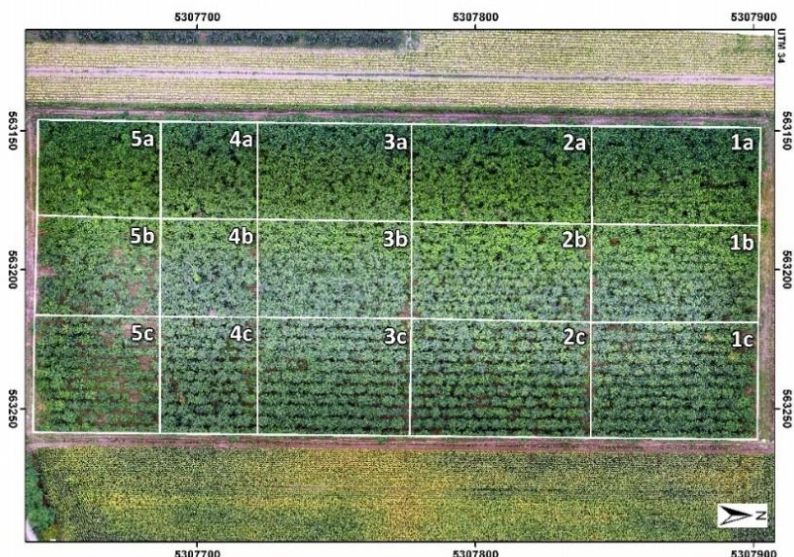
Ebben a tanulmányban a Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézet Ültetvényyszerű Fatermesztési Osztálya és a Debreceni Egyetem Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék közös kutatómunkája, az UAS-alapú távérzékeléses állományvizsgálat kezdeti eredményei kerülnek bemutatásra. A vizsgálat során a célkitűzéseink a következők voltak: (1) a kísérleti ültetvényben lévő akácklónok összehasonlítása légi felvételekből származó magasság és vegetációs index értékeik alapján; (2) az UAS-alapú mérésekből származó magassági és vegetációs index értékek közötti kapcsolat (korreláció) értékelése.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kísérleti ültetvény bemutatása

A vizsgált kísérleti ültetvény a Nyírség közepén, Napkor település határában létesült enyhén savanyú humuszos homoktalajon. A térségben, a sokéves átlag (30 év, 1991-2020) alapján, az évi átlaghőmérséklet 10,6 °C, az éves átlagos csapadékmennyiség 537 mm (Ábri et al. 2023b).

A 2020 tavaszán létrehozott akác klónkísérletbe 1 éves vegetatív úton szaporított csemetéket ültettünk 3 különböző ültetési hálózatban (2,5 × 2,5 m; 3,0 × 3,0 m; 4,0 × 4,0 m). A kísérlet célja az Erdészeti Tudományos Intézet és a Napkori Erdőgazdák Zrt. munkatársai által szelektált 'Farkasszigeti' (PL040), 'Püspökladányi' (PL251), 'Laposi' (NK1) és 'Napkori' (NK2) fajtajelölt klónok vizsgálata, összevetve az államilag elismert 'Üllői' akáccal. A kísérleti terület, illetve a vizsgált klónok elhelyezkedése az 1. ábrán látható.



1. ábra: Ortofoto a napkori kísérleti területről (2023. augusztus 16.). A számok a vizsgált klónokat (1 – PL251; 2 – NK1; 3 – PL040; 4 – NK2; 5 – 'Üllői'), a betűk az ültetési hálózatokat (a – 2,5 × 2,5 m; b – 3,0 × 3,0 m; c – 4,0 × 4,0 m) jelölik
Figure 1: Orthophoto of the experimental plantation at Napkor (16th August 2023). Numbers indicate the clones (1 – PL251; 2 – NK1; 3 – PL040; 4 – NK2; 5 – 'Üllői'), and the letters indicate the planting spacings (a – 2.5 × 2.5 m; b – 3.0 × 3.0 m; c – 4.0 × 4.0 m)

Drón-alapú felmérések és szenzorparaméterek

A vizsgálat során három UAS-felmérést végeztünk. Az első adatgyűjtésre 2022 februárjában, lombtalan állapotban került sor: egy DJI Phantom 4 típusú drón reptetésével 248 db képet készítettünk, 60 méter magasságból, 1,6 cm/pixel felszíni felbontással (Ground sampling distance = GSD).

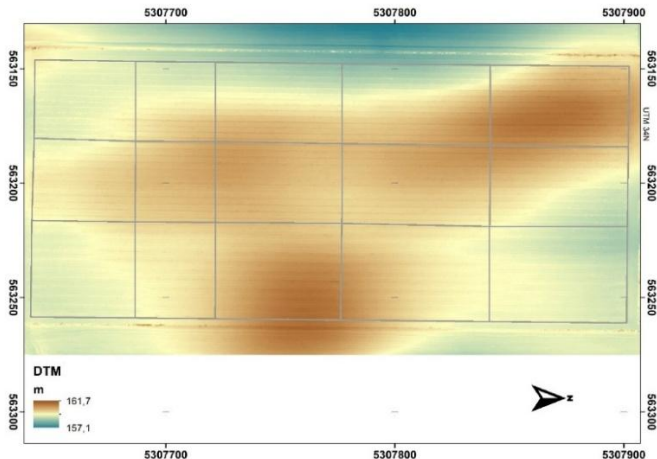
A következőkben a fenti drón felhasználásával lombos fenofázisban végeztük a légifényképezést 2023 augusztusában a fajtajelölt klónok magassági értékük szerinti összehasonlítása miatt. A légifényképezés a fentiekhez hasonlóan 60 méteres magasságból történt, és összesen 882 db képet használtunk fel. Az előző repüléshez képest azért volt szükség lényegesen több képre, mert a fák lombja jelentősen takarta a felszínt, valamint a szomszédos lombokat is. A GSD ismét 1,6 cm/pixel lett.

A területről 2023. augusztus 16-án készítettünk multispektrális ortofotót is. Az adatgyűjtést egy DJI M200 drónnal végeztük, melyre egy MicaSense RedEdge-Mx RED szenzort rögzítettünk. A repülésen 330 felvétel készült, felvételenként 5 hullámtartományban (kék – Blue=B, zöld – Green=G, vörös – Red=R, vörös tartomány felső határa (vörös él) – Red Edge=RE, közeli infravörös – Near-InfraRed=NIR).

Vetületi rendszernek mindhárom esetben az UTM-34-et választottuk. A vetületi illesztéshez földi illesztőpontokat (GCPs – Ground Control Points) használtunk a terepen, melyeket nagy pontosságú, RTK (Real-Time Kinematic)-módban használt SatLab300 geodéziai GNSS vevővel mértünk be, majd ezekkel a koordinátákkal georeferáltuk a fotogrammetriai modellt. A vetületi transzformációk átlagos hibája mindkét esetben körülbelül 1 cm volt (február: 0,7 cm, június: 1,3 cm).

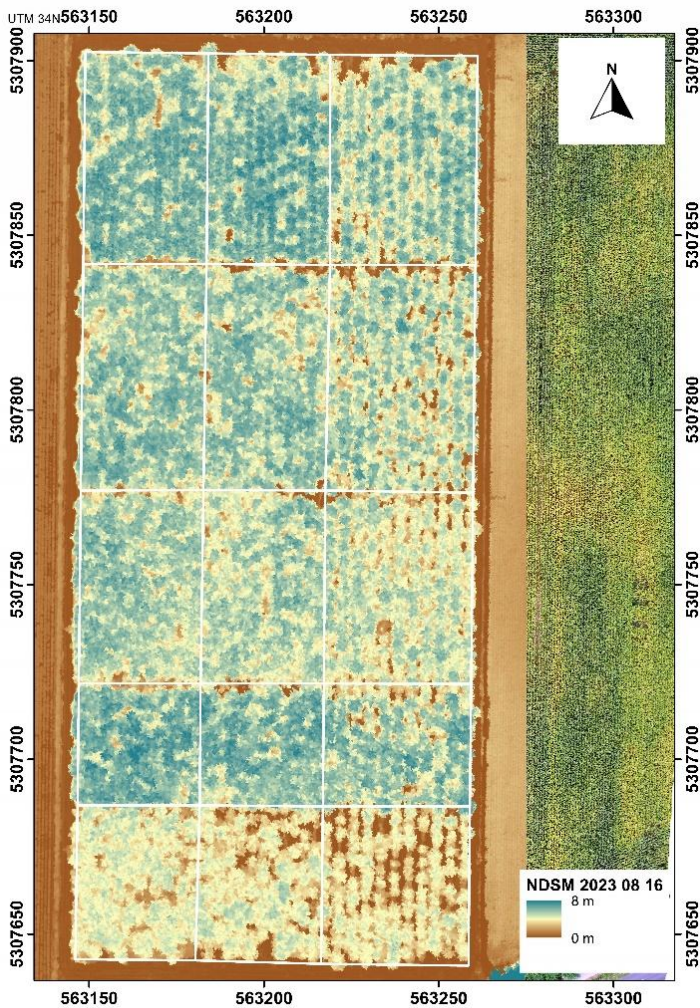
Adatfeldolgozás

A képeket Agisoft Metashape 1.7 szoftverrel dolgoztuk fel. A 2022. februári felvételekből előállítottuk a felszín pontfelhőjét, mely a földfelszín pontjai mellett tartalmazta a felszínen elhelyezkedő objektumok (itt a fák) pontjait is. Mivel ennél az adatgyűjtésnél számunkra a felszín magassága volt a lényeges, azaz domborzatmodellt akartunk előállítani, ezért leszűrtük a fákhöz tartozó pontokat a Metashape szoftver automata pontfelhő-osztályozó eljárásával. A megmaradt pontok kizárólag a felszínhez tartoznak, így ebből az adatbázisból elkészítettük a terület digitális domborzatmodelljét (DTM – Digital Terrain Model) (2. ábra).



2. ábra: A kísérleti terület domborzatmodellje
Figure 2: Digital Terrain Model of the experimental site

A 2023. augusztusi felvételek alapján elkészítettük a felszínmodell (DSM – Digital Surface Model), melyben a lombos fák jól detektálhatók voltak. A DSM-ből kivontuk a februári DTM-et, így megkaptuk tisztán a felszínen elhelyezkedő objektumok, azaz a fák magasságait (nDSM – Normalized Digital Surface Model). Az nDSM adatbázisban ArcMAP szoftverben megkerestük a lokális maximumokat, így automata módszerrel detektáltuk az egyes fákat. Mivel a fák lombkoronájának legmagasabb pontja nem minden esetben pontosan középen helyezkedik el, ezért ezek a részletek nem szabályos alakúak lettek. A foltokat vektorizáltuk, majd minden folt centroidjára helyeztünk egy 80 cm átmérőjű kört, ezzel biztosítva azt, hogy biztosan a körön belül legyen minden fa legmagasabb részlete. Az egyes körök területéről zonal statistics eljárással lekérdeztük a legmagasabb értékeket, így megkaptuk minden fa legnagyobb magasságát (3. ábra). Ezek közül a 2,5 m × 2,5 m hálózat fáiból véletlenszerűen kiválasztottunk 30 db-ot klónonként, azaz összesen 150 fát.



3. ábra: Normalizált felszínmodell (nDSM)
Figure 3: Normalized Digital Surface Model (nDSM)



A multispektrális felvételek szoftveres feldolgozását követően az adatokat MS Excel fájlba exportáltuk, majd különböző VI-eket (NDVI, GNDVI, NDRE, LCI, CCCI) számoltunk az alábbi képletek segítségével.

$$\begin{aligned} \text{NDVI (Rouse et al. 1974 alapján)} &= (\text{NIR-R})/(\text{NIR+R}) \\ \text{GNDVI (Gitelson et al. 1996 alapján)} &= (\text{NIR-G})/(\text{NIR+G}) \\ \text{NDRE (Gitelson és Merzylak 1994 alapján)} &= (\text{NIR-RE})/(\text{NIR+RE}) \\ \text{LCI (Datt 1999 alapján)} &= (\text{NIR-RE})/(\text{NIR+R}) \\ \text{CCCI (Long et al. 2009 alapján)} &= \text{NDRE/NDVI} \end{aligned}$$

Úgy, ahogy a magasságmérésnél, ebben az esetben is a $2,5 \times 2,5$ m-es ültetési hálózathoz kiválasztott 30 mintafa/klón VI értékeit vizsgáltuk.

Statisztikai elemzés

A páronkénti összehasonlításra LSD és Games-Howell tesztek alkalmaztunk. Az NDVI értékek esetében, azok túltelítődése miatt részletes statisztikai elemzés nem történt.

A korreláció és regresszió analízis esetében mindhárom ültetési hálózat klónonként 30 mintafaját (összesen 450 fa) vizsgáltuk Spearman-féle módszerrel.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

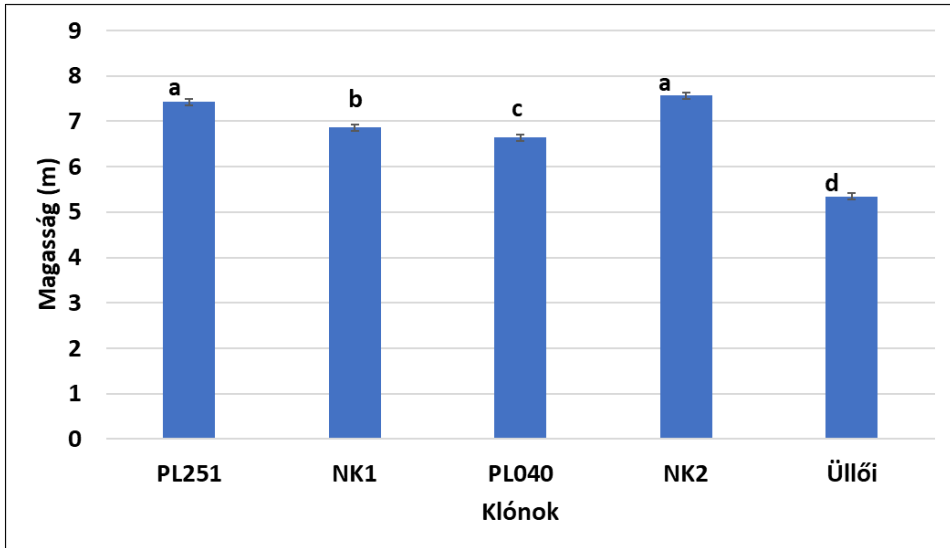
A légi fotogrammetriával és a terepi eszközökkel végzett magasságmérés eredményei közötti korrelációt, így a drónokkal történő átlagos famagasság meghatározásának alkalmazhatóságát számos tanulmány igazolta (Krause et al. 2019, Moe et al. 2020).

A vizsgált akáklónok magassági értékei között szignifikáns ($p = 0,05$) eltérés mutatkozott. Legjobb az NK2-es (7,6 m) és PL251-es (7,4 m) fajtajelölt klónok, leggyengébbnek az 'Üllői' akác (5,3 m) bizonyult. Az NK1 esetében 6,9 m, még a PL040 jelzésű klónnál 6,6 m volt a vonatkozó érték (4. ábra). Ha ezt az eredményt összehasonlítjuk a korábbi terepi mérésekével, megállapítható a hasonló tendencia, miszerint a $2,5 \times 2,5$ m-es ültetési hálózatban az NK2-es és a PL251-es klónok a legmagasabbak és az 'Üllői' a legalacsonyabb (Ábri et al. 2023b).

A VI értékek alkalmasak a fák növekedésének és egészségi állapotának monitorozására (Xue és Su 2017, Ecke et al. 2022). A fajtajelölt klónok igen magas NDVI és GNDVI értékeket mutattak, mely megfelelő vitalitásra utal. Ugyanakkor, érdemes megjegyezni, hogy az NDVI esetében a sűrű növényzet (magas biomaszatömeg) miatt túltelítődés figyelhető meg. A VI-k közötti (NDVI-NDRE és NDVI-LCI) eltérések a különböző hullámhossz tartományok miatti különbségekre vezethetők vissza.

Az 1. táblázatot megvizsgálva látható, hogy mind a négy VI esetében a PL251 klón bizonyult a legjobbnak (NDVI: $0,9360 \pm 0,0050$; GNDVI: $0,8027 \pm 0,0091$; LCI: $0,6889 \pm 0,0117$; NDRE: $0,5530 \pm 0,0134$), ugyanakkor NDVI tekintetében az NK1-től (NDVI: $0,9347 \pm 0,0051$), GNDVI esetében az NK2-től (GNDVI: $0,7964 \pm 0,0106$) nem különbözött 0,05 szignifikancia szint mellett. Leggyengébbnek mindegyik vizsgált mutatóban a PL040 mutatkozott, $0,9260 \pm 0,0050$ NDVI és $0,7849 \pm 0,0064$ GNDVI, valamint $0,6536 \pm 0,0091$ LCI és $0,5137 \pm 0,0110$ NDRE értékekkel. A kontroll Üllői akác NDVI ($0,9323 \pm 0,0050$) és GNDVI ($0,7911 \pm 0,0154$) értékeit csak a PL251-es klón, LCI

értékét ($0,6566 \pm 0,0180$) a PL251 ($0,6889 \pm 0,0117$), NK1 ($0,6644 \pm 0,0174$) és NK2 ($0,6682 \pm 0,0151$) klónok múlták felül jelentősen ($p = 0,05$ szinten). Az Üllői NDRE értékét ($0,5140 \pm 0,0214$) az NK2 ($0,5297 \pm 0,0169$) és a PL251 ($0,5530 \pm 0,0134$) klónok haladták meg szignifikánsan ($p = 0,05$).



4. ábra: A vizsgált klónok ($n = 30$ fa/klón) összehasonlítása magasság (m) szerint a $2,5 \times 2,5$ m-es ültetési hálózatban, \pm standard hiba, a betűk a klónok közötti szignifikáns ($p=0,05$) különbséget jelölik

Figure 4: Comparison of the clones ($n=30$ trees per clone) by UAV height measurement (planting spacing: $2,5 \times 2,5$ m), \pm standard error, small letters indicate significant differences ($p=0.05$) between the clones

1. táblázat: A vizsgált akácklónok ($n=30$ fa/klón) összehasonlítása vegetációs index (NDVI, GNDVI, NDRE, LCI) értékeik alapján a $2,5 \times 2,5$ m-es ültetési hálózatban, átlag \pm szórás, a betűk a klónok közötti szignifikáns ($p = 0,05$) különbséget jelölik
Table 1: Comparison of the clones ($n=30$ trees per clone) by vegetation indices (NDVI, GNDVI, NDRE, LCI) at planting spacing $2,5 \times 2,5$ m, mean \pm standard deviation, small letters indicate the significant differences ($p=0.05$) between the clones

Klón	n	NDVI	GNDVI	NDRE	LCI
NK1	30	0,9347 ($\pm 0,0051$)	0,7888 ($\pm 0,0134$) ^b	0,5243 ($\pm 0,0205$) ^{bc}	0,6644 ($\pm 0,0174$) ^b
NK2	30	0,9280 ($\pm 0,0041$)	0,7964 ($\pm 0,0106$) ^{ab}	0,5297 ($\pm 0,0169$) ^b	0,6682 ($\pm 0,0151$) ^b
PL040	30	0,9260 ($\pm 0,0050$)	0,7849 ($\pm 0,0064$) ^{bc}	0,5137 ($\pm 0,0110$) ^c	0,6536 ($\pm 0,0091$) ^c
PL251	30	0,9360 ($\pm 0,0050$)	0,8027 ($\pm 0,0091$) ^a	0,5530 ($\pm 0,0134$) ^a	0,6889 ($\pm 0,0117$) ^a
Üllői	30	0,9323 ($\pm 0,0050$)	0,7911 ($\pm 0,0154$) ^b	0,5140 ($\pm 0,0214$) ^c	0,6566 ($\pm 0,0180$) ^c



A klónok ($n = 30$ fa/klón/ültetési hálózat, összesen 450 fa) átlagos magassága és vegetációs index értékei közötti összefüggést is vizsgáltuk. A Spearman-féle korrelációs analízis eredményét a 2. táblázatban foglaltuk össze. A vizsgált változók között minden esetben kimutatható kapcsolat volt, mely $p = 0,01$ szinten szignifikáns. A legszorosabb pozitív korreláció a(z) LCI és NDRE ($r=0,99$), LCI és GNDVI ($r=0,91$), valamint a GNDVI és NDRE ($r=0,90$) értékek között mutatkozott. Közepes erősségű kapcsolatot figyeltünk meg az NDVI-GNDVI ($r=0,51$), NDVI-NDRE ($r=0,56$) és NDVI-LCI ($r=0,61$) esetében, továbbá az átlagos magasság (H) értékek és vörös él spektrumot alkalmazó VI-k (H-NDRE: $r=0,59$; H-LCI: $r=0,59$) között is ezt tapasztaltuk. A másik kettő VI és a magasság adatok között igen gyenge (H-NDVI: $r=0,23$), illetve gyenge (H-GNDVI: $r=0,41$) korrelációt figyeltünk meg.

2. táblázat: A vizsgált akác fajtajelölt klónok ($n = 450$) magasság és vegetációs index értékei közötti korreláció ($p = 0,01$)
 Table 2: Correlation of tree height and vegetation indices values, data for 450 sample trees. The correlation is significant at $p = 0.01$ level

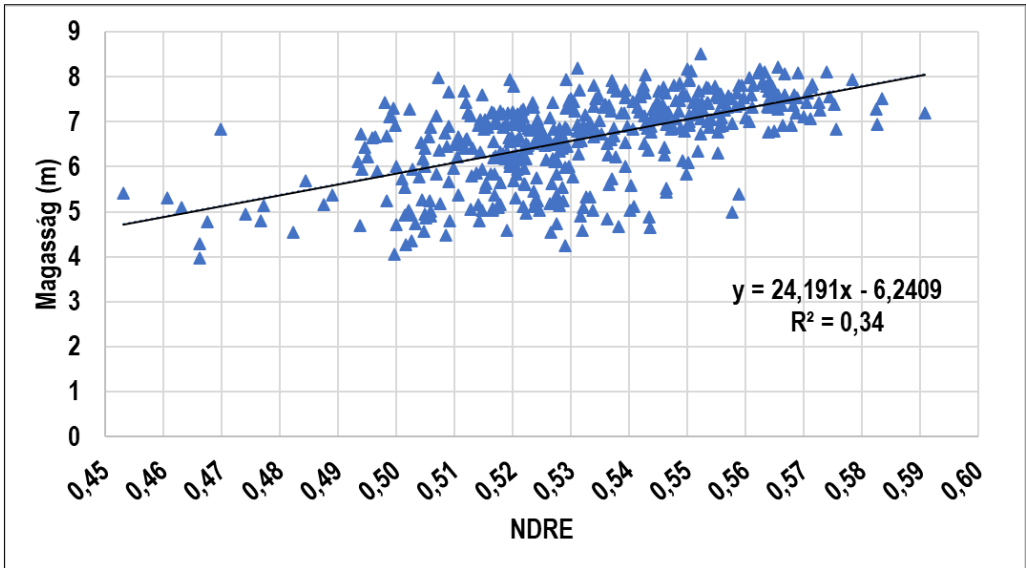
	H	NDVI	GNDVI	NDRE	LCI
H	1,00	0,23	0,41	0,59	0,59
NDVI	0,23	1,00	0,51	0,56	0,61
GNDVI	0,41	0,51	1,00	0,90	0,91
NDRE	0,59	0,56	0,90	1,00	0,99
LCI	0,59	0,61	0,91	0,99	1,00

Jelmagyarázat: H=magasság; a különböző színek a korreláció erősségét jelölik: fekete=igen laza vagy nincs kapcsolat, kék=laza, zöld=közepes, piros=igen szoros

Note: H=height; different colors indicate the strength of correlation: black = very weak or no correlation, blue = weak, green = moderate, red = very strong

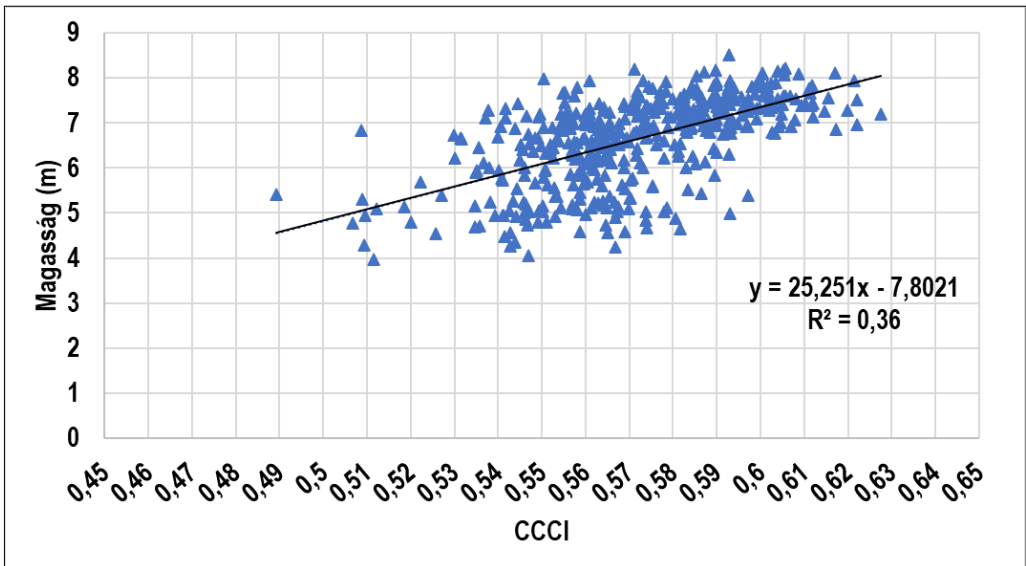
Ahogy az a korrelációs mátrixban (2. táblázat) látható a magassági értékek leginkább a vörös él hullámhossz tartományt használó vegetációs indexekkel korrelál. Ezek közül is a H-NDRE kapcsolat a legszorosabb. A vonatkozó értékeket lineáris regresszióval is vizsgáltuk, az eredmény ($R^2 = 0,34$) gyenge-közepes kapcsolatot feltételez (5. ábra).

Az utóbbi évtizedekben több tanulmány foglalkozott az ún. Canopy Chlorophyll Content Index (CCCI) értékkel, mely az NDRE és NDVI hányadosa és a lombzat egységnyi területére eső klorofilltartalmára lehet belőle következtetni (Fitzgerald et al. 2006). A CCCI jobban korrelál a levél klorofill mennyiségével, mint az NDRE vagy az NDVI (Long et al. 2009).



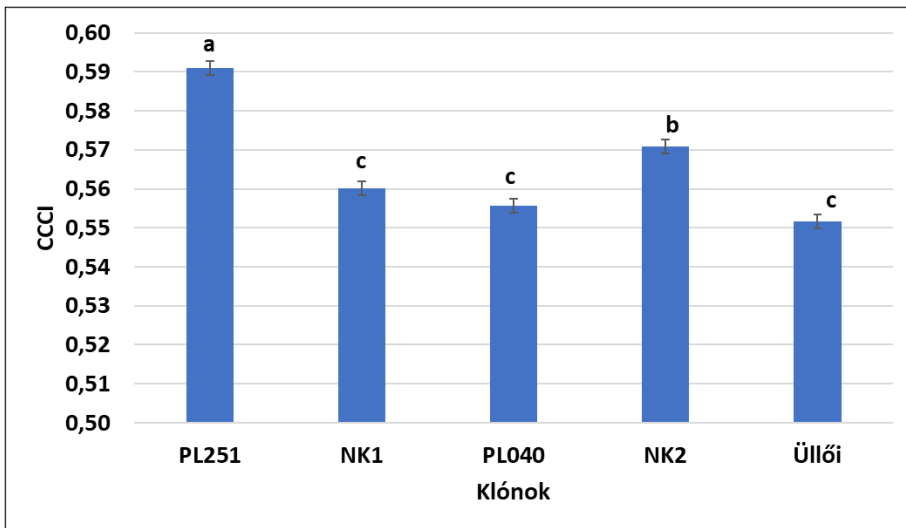
5. ábra: Lineáris regresszió a magasság és NDRE értékek között
Figure 5: Linear regression between height and NDRE values

A vizsgált akácklónok magasság és CCCI értékei is viszonylag jól illeszkedtek az egyenesre, közöttük is gyenge-közepes, de valamivel erősebb kapcsolatot találtunk ($R^2 = 0,36$), mint a H-NDRE esetében (6. ábra).



6. ábra: Lineáris regresszió a magasság és CCCI értékek között
Figure 6: Linear regression between height and CCCI values

A fajtajelölt klónokat ($2,5 \times 2,5$ m-es ültetési hálózattól 30 fa/klón) összehasonlítottuk CCCI értékük alapján. A statisztikai kiértékelés (ANOVA, LSD post hoc teszt) eredménye azt mutatta, hogy a két legjobb növekedésű klón, azaz a PL251 (0,5909) és NK2 (0,5709) rendelkezett a legmagasabb CCCI értékkel és a legalacsonyabb magasságú Üllői a legkisebbel (0,5517). Ugyanakkor az NK1 (0,5602) és PL040 (0,5557) klónok szignifikánsan ($p = 0,05$) nem különböztek a kontroll Üllői akáctól (7. ábra).



7. ábra: A vizsgált akácklónok ($n=30$ fa/klón) összehasonlítása CCCI értékeik alapján a $2,5 \times 2,5$ m-es ültetési hálózatban, átlag \pm standard hiba, a betűk a klónok közötti szignifikáns ($p = 0,05$) különbséget jelölik

Figure 7: Comparison of the studied black locust clones ($n = 30$ trees per clone) based on their CCCI values at 2.5×2.5 m planting spacing, mean \pm standard error; letters indicate significant differences ($p = 0.05$) among clones

Az UAS-ok erdőgazdálkodásban történő alkalmazásának előnyei a következők: (1) alacsony üzemeltetési költségek és nagy intenzitású adatgyűjtés; (2) számos, feladatorientáltan adaptálható szenzor szerelhető rájuk; (3) az adatgyűjtés megtervezése, a nem megfelelő időjárási körülmények elkerülése és az adatok igény szerinti rendelkezésre állásának biztosítása; valamint (4) a valós idejű műveletekben való felhasználás lehetősége. A különböző szenzorokkal felszerelt drónok döntéshozatalban betöltött szerepe egyre fontosabbá válik a kutatók és az erdészek számára (Guimarães et al. 2020). Az UAS-alapú állományfelvételekről, azok előnyeiről a hazai erdészeti szakirodalomban is számos alkalommal beszámoltak (Pataki és Ruff 2015a, 2015b, Kertész 2023, Koren 2023).

A fentebb leírtakkal kapcsolatban meg kell említeni, hogy hazánkban a pilóta nélküli légi járművek használatáról szóló szabályozás – 38/2021. (II. 2.) Korm. rendelet a pilóta nélküli állami légi járművek repüléséről – rendkívül összetett, kevésbé átlátható, ami nehezíti a gyakorlatban történő alkalmazásának elterjedését.

ÖSSZEFOGLALÁS

A napkori akác klónkísérletben végzett UAS-alapú felvételezés eredményei alapján megállapítható, hogy a módszer alkalmas az erdészeti kísérleti állományokban magasság mérésére és vegetációs indexek vizsgálatára. A klónok között szignifikáns különbségeket lehetett kimutatni. Magasság tekintetében az NK2 és PL251 fajtajelölt klónok bizonyultak a legjobbnak 7,6 m és 7,4 m értékekkel, a vegetációs indexek alapján a PL251 mutatta a legjobb eredményeket (NDVI: 0,94; GNDVI: 0,80; LCI: 0,69; NDRE: 0,55; CCCI: 0,57). A vizsgált fajtajelölt klónok magasság és NDRE, LCI, valamint CCCI értékei között közepes erősségű, a magasság és GNDVI között laza kapcsolat (korreláció) mutatkozott.

A vizsgálat célja vegetatív úton szaporított akácklónok és egy államilag elismert fajta növekedési, valamint vegetációs index (VI) értékeinek összehasonlítása volt UAS-alapú távérzékelési módszerekkel. A felmérések három időpontban történtek: 2022 februárjában lombtalan állapotban digitális domborzatmodell (DTM), 2023 augusztusában lombos fenofázisban digitális felszínmodell (DSM) és normalizált felszínmodell (nDSM), továbbá 2023 augusztusában multispektrális ortofotó előállítás céljából.

Az eredmények alapján a vizsgált klónok között szignifikáns különbségek voltak kimutathatók mind a magassági adatok, mind a vegetációs indexek tekintetében. A legnagyobb növekedést az NK2 és a PL251 klónok mutatták (7,6 m és 7,4 m értékekkel), míg a legalacsonyabb értékeket az 'Üllői' akác esetében mértük. A vegetációs indexek közül a PL251 (NDVI: 0,94; GNDVI: 0,80; LCI: 0,69; NDRE: 0,55; CCCI: 0,57) mutatta a legjobb eredményeket. A magassági adatokkal legerősebb korrelációt az NDRE és az LCI, valamint az NDVI és NDRE értékekből származtatott CCCI mutatta.

Az UAS-technológia és a kapcsolódó fotogrammetriai, illetve multispektrális feldolgozási módszerek alkalmazása lehetővé tette az akácklónok növekedési és élettani jellemzőinek objektív, nagy pontosságú és hatékony értékelését. Az eredmények alátámasztják a módszertan gyakorlati használhatóságát akácnevelési programokban és ültetvény-szintű döntéstámogatásban. A jövőbeli vizsgálatok során indokolt a hosszabb időtávú monitorozás, valamint a vegetációs indexek és a növényélettani paraméterek közötti összefüggések részletes elemzése.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretnénk megköszönni Támba Miklósnak és a Napkori Erdőgazdák Zrt. munkatársainak, hogy biztosították a kísérleti területet, az akáccsemetéket, valamint a klónkísérlet fenntartásával kapcsolatos munkákat.

Továbbá a szerzők köszönetüket fejezik ki a bírálóknak értékes észrevételeikért és javaslataikért, amelyek jelentősen hozzájárultak a kézirat szakmai minőségének és tudományos értékének növeléséhez.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Ábri T., Keserű Z., Borovics A., Rédei K. & Csajbók J. 2022: Comparison of juvenile, drought tolerant black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) clones with regard to plant physiology and growth characteristics in Eastern Hungary: early evaluation. *Forests* 13(2): 292. <https://doi.org/10.3390/f13020292>
- Ábri T., Cseke K., Keserű Z., Porcsin A., Szabó F. M. & Rédei K. 2023a: Breeding and improvement of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) with a special focus on Hungary: a review. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 16(5): 290. <https://doi.org/10.3832/ifor4254-016>
- Ábri T., Borovics A., Csajbók J., Kovács E., Koltay A., Keserű Z. & Rédei K. 2023b: Differences in the Growth and the Ecophysiology of Newly Bred, Drought-Tolerant Black Locust Clones. *Forests* 14(9): 1802. <https://doi.org/10.3390/f14091802>
- Bannari A., Morin, D., Bonn, F. & Huete A. R. 1995: A review of vegetation indices. *Remote Sensing Reviews* 13(1-2): 95-120. <https://doi.org/10.1080/02757259509532298>
- Borovics A., Keserű Zs., Rédei K., Ábri T., Rásó J. & Tamba M. 2022: Szinkronban a gyakorlat és a kutatás az akáctermeztetés innovációs fejlesztésében – A Napkori Erdőgazdák Zrt. és a SoE ERTI együttműködése. *Erdészeti Lapok* 157(3): 86-88.
- Bronson K. F., Conley M. M., French A. N., Hunsaker D. J., Thorp K. R. & Barnes E. M. 2020: Which active optical sensor vegetation index is best for nitrogen assessment in irrigated cotton? *Agronomy Journal* 112(3): 2205-2218. <https://doi.org/10.1002/agj2.20120>
- Burkhardt H. E., Avery T. E. & Bullock, B. P. 2018: *Forest measurements*. Waveland Press, Long Grove.
- Csajbók J., Buday-Bódi E., Nagy A., Fehér Z. Z., Tamás A., Virág I. C. et al. 2022: Multispectral Analysis of Small Plots Based on Field and Remote Sensing Surveys – A Comparative Evaluation. *Sustainability* 14(6): 3339. <https://doi.org/10.3390/su14063339>
- Dainelli R., Toscano P., Di Gennaro S. F. & Matese A. 2021: Recent advances in Unmanned Aerial Vehicles forest remote sensing – A systematic review. Part II: Research applications. *Forests* 12(4): 397. <https://doi.org/10.3390/f12040397>
- Datt B. 1999: A new reflectance index for remote sensing of chlorophyll content in higher plants: tests using Eucalyptus leaves. *Journal of Plant Physiology* 154(1): 30-36. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(99\)80314-9](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(99)80314-9)
- Ecke S., Dempewolf J., Frey J., Schwaller A., Endres E., Klemm H. J. et al. 2022: UAV-based forest health monitoring: A systematic review. *Remote Sensing* 14(13): 3205. <https://doi.org/10.3390/rs14133205>
- Fitzgerald G. J., Rodriguez D., Christensen L. K., Belford R., Sadras V. O. & Clarke T. R. 2006: Spectral and thermal sensing for nitrogen and water status in rainfed and irrigated wheat environments. *Precision Agriculture* 7: 233-248. <https://doi.org/10.1007/s11119-006-9011-z>
- Gitelson A. & Merzlyak M. N. 1994: Spectral reflectance changes associated with autumn senescence of *Aesculus hippocastanum* L. and *Acer platanoides* L. leaves. Spectral features and relation to chlorophyll estimation. *Journal of Plant Physiology* 143(3): 286-292. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)81633-0](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)81633-0)
- Gitelson A. A., Kaufman Y. J. & Merzlyak M. N. 1996: Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment* 58(3): 289-298. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00072-7](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00072-7)
- Guimarães N., Pádua L., Marques P., Silva N., Peres E. & Sousa J. J. 2020: Forestry remote sensing from unmanned aerial vehicles: A review focusing on the data, processing and potentialities. *Remote Sensing* 12(6): 1046. <https://doi.org/10.3390/rs12061046>
- Janda T. 2023: *A növények és a stressz – Vészhelyzet, válasz, védekezés*. Libri Könyvkiadó Kft., Budapest.
- Jorge J., Vallbé M. & Soler J. A. 2019: Detection of irrigation inhomogeneities in an olive grove using the NDRE vegetation index obtained from UAV images. *European Journal of Remote Sensing* 52(1): 169-177. <https://doi.org/10.1080/22797254.2019.1572459>
- Kertész P. 2023: Mindennapi munka az erdőgazdálkodásban – drónnal. *Erdészeti Lapok* 158(6): 256-259.
- Krause S., Sanders T. G., Mund J. P. & Greve K. 2019: UAV-based photogrammetric tree height measurement for intensive forest monitoring. *Remote Sensing* 11(7): 758. <https://doi.org/10.3390/rs11070758>
- Koren B. 2023: Drónok használata az erdészeti távérzékelésben – Általános iránymutatás ortofotó készítéséhez. *Erdészeti Lapok* 158(9): 359-361.
- Long D. S., Eitel J. U. & Huggins D. R. 2009: Assessing nitrogen status of dryland wheat using the canopy chlorophyll content index. *Crop Management* 8(1): 1-8. <https://doi.org/10.1094/CM-2009-1211-01-RS>
- Nicolescu V. N., Hernea C., Bakti B., Keserű Z., Antal B. & Rédei K. 2018: Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) as a multi-purpose tree species in Hungary and Romania: a review. *Journal of Forestry Research* 29: 1449-1463. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0626-5>

- Moe K. T., Owari T., Furuya N. & Hiroshima T. 2020: Comparing individual tree height information derived from field surveys, LiDAR and UAV-DAP for high-value timber species in Northern Japan. *Forests* 11(2): 223. <https://doi.org/10.3390/f11020223>
- Pataki Zs. & Ruff J. 2015a: Drónok használata az erdészeti távérzékelésben I. *Erdészeti Lapok* 150(6): 168-169.
- Pataki Zs. & Ruff J. 2015b: Drónok használata az erdészeti távérzékelésben II. *Erdészeti Lapok* 150(10): 297-300.
- Rouse J. W., Haas R. H., Schell J. A. & Deering D. W. 1974: Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA Special Publication* 351(1): 309.
- Torresan C., Berton A., Carotenuto F., Di Gennaro S. F., Gioli, B., Matese A. et al. 2017: Forestry applications of UAVs in Europe: A review. *International Journal of Remote Sensing* 38(8-10): 2427-2447. <https://doi.org/10.1080/01431161.2016.1252477>
- Xue J. & Su B. 2017: Significant remote sensing vegetation indices: A review of developments and applications. *Journal of Sensors* 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>

Érkezett: 2025.06.23.

Közlésre elfogadva: 2025.09.22.



Ismét fókuszban a Leuce nyárok

A SOE ERTI közel fél évszázada foglalkozik a fehér (Leuce) nyár állományok nemesítési és termesztési kérdéseivel. 2020-ban, egy EIP innovációs projekt (*Kedvezőtlen termőhelyeken alkalmazható ígéretes Leuce-nyár klónok vegetatív szaporítási eljárásának kidolgozása*) keretében, konzorciális együttműködéssel ismét elkezdődött a Leuce-nyárok vegetatív szaporítási módszerének vizsgálata, iparifa ültetvények létesítése. A kísérleti ültetvények telepítésére 2022-ben került sor öt különböző helyszínen (Földes, Gyomaendrőd, Nyíracsad, Sátoraljaújhely és Szentmártonkáta). A felhasznált fajták és hibridklónok a következők: *Populus alba x Populus grandidentata* 'H-337', *Populus alba x Populus grandidentata* 'H-384', *Populus x euramericana* 'I-214' (olasznyár), *Populus x tomentosa* (kínai fehér nyár) és *Populus alba* (magcsemete eredetű fehér nyár). A képeken a földesi kísérleti ültetvény látható 2025 tavaszán és telén. A gazdálkodó köztes művelést (intercropping) is folytat a tághálózatú nyárasban, integrálva az erdészeti és agrárhasznosítást (agrárerdészet). Az alsó képen az I-214 után a legjobb növekedést produkáló 'H-337' hibridklónt mutatja, vegetáción kívüli fenofázisban.

Fotók: Ábri Tamás (SOE ERTI)

Szöveg: Keserű Zsolt és Ábri Tamás (SOE ERTI)

ÍGÉRETES FEHÉR (LEUCE-) NYÁR KLÓNOK TERMESZTÉSI TECHNOLÓGIAI VIZSGÁLATA KÍSÉRLETI ÜLTETVÉNYEKBE, ELTÉRŐ TERMŐHELYI VISZONYOK MELLETT

Keserű Zsolt¹, Ábri Tamás¹, Horváth Sándor³, Sóvágó Emese¹ és Koltay András²

¹Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Ültetvényszerű Fatermesztési Osztály
4150 Püspökladány, Farkassziget 3.

²Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály, 3232 Mátrafüred, Hegyalja utca 18.

³Östermelő, 5500 Gyomaendrőd, Mikszáth Kálmán utca 33.

Kivonat

A Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézete közel fél évszázada foglalkozik a Leuce-nyár állományok nemesítési és termesztési kérdéseivel. Európai Innovációs Projekt (EIP-AGRI) keretén belül, 2020-ban megkezdtük a kísérleti klónok vegetatív szaporíthatóságának vizsgálatát és kísérleti iparifa-ültetvényeket létesítettünk. A projekt célja, és egyben a Leuce-nyárasok természet-fejlesztésében is elsőrendűen fontos feladat olyan vegetatív szaporítási mód kidolgozása, amellyel kiváló növekedésű, a klímaváltozás következtében szárazodó klímát jól tűrő, kórokozók és károsítók szemben ellenállóbb, faipari célra értékesebb alapanyagot nyújtó fajták üzemi szintű termelése megvalósítható. A projekt során üvegházi, csemetekerti és üzemi kísérleti körülmények között, különböző módszerek alkalmazása mellett vizsgáljuk a vegetatív szaporíthatóságot. A Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézetében folyó korábbi vizsgálatok alapján két ígéretes Leuce-nyár kísérleti klón (*Populus alba* x *Populus grandidentata* H-337 és *Populus alba* x *Populus grandidentata* H-384) alkalmas lehet a megfogalmazott célok teljesítéséhez.

Kulcsszavak: Leuce-nyár, faültetvény, termőhely, vegetatív szaporítás, termesztési technológia

GROWING TECHNOLOGICAL INVESTIGATION OF PROMISING WHITE (LEUCE-) POPLAR CLONES IN EXPERIMENTAL PLANTATIONS UNDER DIFFERENT SITE CONDITIONS

Abstract

The Forest Research Institute of University of Sopron has been dealing with the breeding and growing issues of the Leuce-poplar stands nearly half a century. Within the framework of the European Innovation Project (EIP-AGRI), in 2020, we began testing the vegetative propagation of experimental clones and established experimental industrial tree plantations. In the growing-improvement of Leuce-poplars is a priority task to develop such a vegetative propagation method which can be achieved production of high-growth, climate-tolerant, climate-resistant clones, that offer higher yields of wood-based raw materials for wood industry and more resistant to pathogens and pests at plant-level. During the project, we investigate the applicability of vegetative propagation using greenhouse, nursery, and large-scale experimental conditions. Based on previous tests of the Forest Research Institute of the University of Sopron, two promising Leuce-poplar experimental clones (*Populus alba* x *Populus grandidentata* H-337 and *Populus alba* x *Populus grandidentata* H-384) may be suitable for fulfilling the stated goals.

Keywords: Leuce-poplars, tree plantation, site, vegetative propagation, growing technology

Levelező szerző/Correspondence:

Keserű Zsolt, 4150 Püspökladány, Farkassziget 3. E-mail: keseru.zsolt@uni-sopron.hu

BEVEZETÉS

A Leuce-nyárak termesztés-fejlesztésével kapcsolatos kutatómunka intenzívebbé tételét indokolja egyrészt az ökológiai tényezők kedvezőtlenebbé válása (talajvízszint csökkenése, minimális csapadékmennyiség a vegetációs időszakban, a klímaváltozás okozta gyakoribb aszályos periódusok, extrém erős és tartós sugárzás stb.), másrészt a gyökérrontó taplóval (*Heterobasidion annosum*) fertőzött erdeifenyvesek és a gyengébb termőhelyeken álló nemesnyárasok fajfajcserés átalakítása (Veperdi 1995, Keserű & Rédei 2012). A fehér nyár ezen kívül jelentős szerepet tölthet be egyes, rentábilisan nem művelhető mezőgazdasági földterületek erdészeti hasznosításában is. Ezen területek egy része a fehérsnyár-termesztés számára ún. határtermőhelyeket képvisel, amelyeknél valamilyen talajhiba, vagy más káros környezeti tényező korlátozza az ültethető fafajok (fajták, klónok) körét, valamint a termesztési ciklus hosszát (Kopecky 1978). A meglévő fehérsnyárasainknak meghatározó jelentőségük van a természetvédelemben (öshonos fafajok génkészletének megőrzése) és tájfejlesztésben (Rédei & Keserű 2007).

Alapvető célunk minél több olyan klón kiválasztása, illetve előállítás, amelyek olyan hasznos és szükséges tulajdonságokkal rendelkeznek, amelyeket a nyárfatermesztés és a faipar igényel. A fejlesztésnek irányt szab, hogy a szelektált fehér nyár klónok intenzívebb termesztésbe vonásának egyik gátló tényezője a vegetatív úton történő szaporíthatóságuk eredményes megoldása (Balla et al. 2016). A megváltozott ökológiai körülményekhez (szárazodó termőhelyek) is alkalmazkodni tudó, jó növekedésű, magas iparifa-hányadot szolgáltató, a kórokozókkal és károsításokkal szemben ellenálló fajták (klónok) szaporítása csak ily módon lehetséges (Rédei et al. 2010). Az egyklónúság, a monokultúras termesztés a fehérsnyárasok körében sem kívánatos, ezért is fontos a kutatási eredmények alapján ígéretesnek tartott klónok legjobb vegetatív szaporítási eljárásának kidolgozása (Szemerédy 1979, Keserű 2013, Keserű et al. 2023).

Az Erdészeti Tudományos Intézetben (továbbiakban: ERTI) folyó korábbi vizsgálatok alapján két ígéretes Leuce-nyár kísérleti klón alkalmas lehet a megfogalmazott célok teljesítéséhez. A két Leuce-nyár kísérleti klón - *Populus alba* x *Populus grandidentata* H-337 és *Populus alba* x *Populus grandidentata* H-384 – törzsfái a Balotaszállási Géngyűjteményben találhatóak, amely gyűjteményt 1985-ben hozták létre génmegőrzési célból. A törzsfák utódait szövettenyésztéses eljárással állítottuk elő, melyekből fajtakiválasztó klónkísérlet létesült a KEFAG Zrt. Csalánosi géngyűjteményének területén. Európai Innovációs Projekt (EIP-AGRI) keretén belül a közelmúltban megkezdtük a kísérleti klónok vegetatív szaporíthatóságának vizsgálatát és kísérleti iparifa-ültetvények létesítését.

Az ültetvényszerű fatermesztés, és ezen belül az iparifa célú ültetvények létesítése elsősorban az egyre növekvő faanyagigény kielégítését célozzák. Ezen túlmenően hozzájárulnak a környezet-, illetve a tájfejlesztéshez, a légköri széndioxid-körforgalom előnyös szabályozásához, a különböző légszennyeződések szűréséhez, és egyúttal a klímaváltozás káros hatásainak mérsékléséhez (Keserű 2022).

Az új, potenciális fajtákkal szemben alapvető elvárás az optimális hozam (mennyiségi) és faanyag-minőségi tulajdonságok mellett a környezethez való magas szintű alkalmazkodóképesség, az éghajlatváltozás szélsőségeivel szembeni reziliencia, a melegedő és szárazodó klimatikus körülmények között is jól érvényesülő termesztésbiztonság. A helyes technológiai módszer kifejlesztéséhez szükséges mintaultetvények a konzorciális együttműködés következtében eltérő agrárerdészeti termőtípusokon és eltérő genetikai talajtípusokon, ökológiai környezetben valósulnak meg.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A kísérleti területek bemutatása

2020-ban, EIP innovációs projekt keretében - „Kedvezőtlen termőhelyeken alkalmazható ígéretes Leuce-nyár klónok vegetatív szaporítási eljárásának kidolgozása” - konzorciális együttműködéssel ismét megkezdtük a fehér (Leuce-) nyárak vegetatív szaporítási módszerének vizsgálatát, iparifa ültetvények létesítését. A projekt célja ígéretes Leuce-nyárak vegetatív szaporíthatóságának és faipari célokra való alkalmasságának vizsgálata üvegházi, csemetekerti és üzemi kísérleti (iparifa-ültetvények) körülmények között. Alapvető célunk minél több olyan klón kiválasztása, illetve előállítása, amelyek olyan hasznos és szükséges tulajdonságokkal rendelkeznek, amelyeket a nyárfatermesztés és a faipar igényel.

A kísérleti ültetvények telepítése 5 különböző adottságú erdészeti kistáj területén történt:

- Földes Külterület
- Nyíracsad Külterület
- Sátoraljaújhely Külterület
- Gyomaendrőd Külterület
- Szentmártonkáta Külterület

A földesi kísérleti területen nem végeztünk állományfelvételt, mivel az állományfelvétel idején a sorközökben, közties növényként a tulajdonos kukoricát termesztett és a növény a felvétel idején még nem került betakarításra, így a felvételt a kukorica egyrészt akadályozta, másrészt nem szerettünk volna a köztiesnövényben kárt tenni. Ebből kifolyólag a továbbiakban csak négy kísérleti ültetvényt veszünk alapul.

A kísérleti faültetvényekben telepített nyár és fűz klónok a következők voltak:

- *Populus alba x Populus grandidentata* cv. 'H-337'
- *Populus alba x Populus grandidentata* cv. 'H-384'
- *Populus x euramericana* cv. 'I-214' (olasz nyár)
- *Populus x tomentosa* (kínai fehér nyár)
- *Populus alba* (kommersz alapfaj)
- *Salix alba* cv. 'Express' (express-fűz)

Az ültetvények létesítését megelőzően elvégeztük a részletes termőhelyfeltárásokat és talajlaboratóriumi vizsgálatokat. Ezek alapján megállapítható, hogy a kísérleti területek termőhelytípus-változata eltérő, továbbá az, hogy a 4 kísérleti ültetvényből 2 (szentmártonkátai, nyíracsádi) gyengén humuszos ($Hu\% < 1$), 2 (gyomaendrődi sátoraljaújhelyi) közepes ($Hu\% = 3$) humusztartalmú talajon létesült (1. táblázat).

1. táblázat: A kísérleti területek termőhelyvizsgálati eredményei
Table 1: Site survey results of the study sites

	Szentmártonkáta	Gyomaendrőd	Sátoraljaújhely	Nyírcsád
Termőhelytípus-változat	ESZTY-TVFLEN- CSJH-SE/KMÉ-H	ESZTY-TVFLEN- SZCR-SE/KMÉ-A	KTT-VÁLT-ÖR- IMÉ-AV	KTT-TVFLEN- HH-SE/KMÉ-H
Humusztartalom a termőrétegben	kicsi (1%>)	közepes (3%)	közepes (3%)	kicsi (1%>)
Ajánlható célállomány	KST, FNY, A	KST, FNY	KTT, FNY, NNY, FFÜ	KST, FNY, A

A Hungaroplant Kft. az eredeti terveknek megfelelően a KEFAG Zrt. Csalánosi Géngyűjteményének területén gyűjtött kiindulási Leuce-nyár szaporítóanyagok felhasználásával a 2 db Leuce-nyár fajta (*Populus alba* x *P. grandidentata* H-337 és H-384) felszaporítását elvégezte (1. ábra). Ennek köszönhetően a megfelelő mennyiségű csemeték rendelkezésre álltak az ültetvények létesítéséhez. A konzorcium 2021 őszén tervezte az 5 ültetvény telepítését, az időjárási körülmények miatt erre végül 2022 tavaszán került sor. Az ültetvények létesítését megelőzően az összes előkészítő tevékenység (kerítésépítés, vadriasztók kihelyezése, állandó élőemberes vadriasztás, talajelőkészítés, tápanyag-feltöltés, gyomirtás) rendben lezajlott a konzorciumi partnerek érintett területein.



1. ábra: Leuce-nyár hajtások mikroszaporítása a szegedi FLORATOM Kft. laboratóriumában
Figure 1: Micropropagation of Leuce-poplar shoots in the laboratory of FLORATOM Kft. in Szeged

A vizsgált térségekben, a HungaroMet Magyar Meteorológiai Szolgáltató Nonprofit Zrt. meteorológiai állomásainak sokéves (2004-2023) adataira alapján (HungaroMet Zrt., 2024), az éves átlagos csapadékmennyiség 596,4 mm (Nyíradony), 570 mm (Szentmártonkátá), 620 mm (Sátoraljaújhely), 541,3 mm (Gyomaendrőd) az évi átlagos középhőmérséklet 10,3 °C (Nyíracsad), 11,2 °C (Szentmártonkátá), 10,8 °C (Sátoraljaújhely), 11,8 °C (Gyomaendrőd). Itt jegyezzük meg, hogy Sátoraljaújhely kivételével egyik településen sem található meteorológiai állomás, ezért a hozzájuk legközelebb esőket dolgoztuk fel. Ez Nyíracsad esetében a nyírlugosi, Szentmártonkátánál a tápiószelei, Gyomaendrődnél a szarvasi állomást jelenti.

A kísérleti területeket erdészeti szárazsági index (FAI) értékeik (Führer 2018) alapján jellemeztük. A FAI értékek részletes kiértékelésének az eredményét az Eredmények fejezetben mutatjuk be.

Állományvizsgálati metodikák

2024 júliusában állományfelvételt (magasság mérés) és növényegészségügyi vizsgálatokat végeztünk az ültetvényekben, kivéve a földesi kísérleti területet. A földesi ültetvényt 2024 őszén fogjuk megvizsgálni, mivel a nyári időszakban a sorközökben csemegekukorica köztes volt és a méréseket igen nehézkesen tudtuk volna elvégezni, ami megkérdőjelezte volna a mérések pontosságát.

Faanyag-minőségi vizsgálatok

2023 őszén a KEFAG Zrt. Csalánosi Géngyűjteményének területén mintafákat döntöttünk és mintákat vettünk a két ígéretes Leuce-nyár egy-egy egyedéből, faanyag-minőségi vizsgálatok elvégzése céljából. Ezt követően az előzetes faanyag-minőségi vizsgálatok elkészültek, melyeket az Eredmények fejezetben ismertetünk.

Újszerű, talajszellőztetési technológia alkalmazása

Magyarországon elsőként Gyomaendrődön, a fajtaösszehasonlító kísérleti Leuce-nyár ültetvényben, 2023 februárjában végeztek mélységi talajszellőztetési technológiát faültetvényben. A teljes területen 100 cm átlagos mélységig került a talaj átszellőztetésre. A talajszellőztetés (angolul soil ventilation, vagy soil ailing, nem keverendő a gypszint szellőztetésével, amit soil aeration vagy scarifying néven említenek) egy alig ismert, alapvetően kertészeti-szőlészeti kultúrákban alkalmazott talajművelési technológia. A szellőztető gép egy üreges bontófejet üt le 50-100 cm mélységben a talajba, majd a végén lévő nyílásokon 15 bar nyomással levegőt présel be. Ettől a talaj a bontófej körül mintegy 10 m² nagyságú területen kicsit megemelkedik, és átszellőzik (tömbösen fellazul). A talajban lévő gyökerek a törések mentén részben megszakadnak, ami egy kímélő gyökérmetszés, így tömegével tudnak új gyökerek fejlődni oldalirányban és lefelé, a mélyebb talajrétegek felé is. A talaj vízháztartása és vízraktározása radikálisan javul, a téli csapadék beszivárog a szellőztetett talajrétegbe, nem párolog el, így a növények egész nyáron tudnak pótlólagosan vízhez jutni.



Dugványozási (gyökeresedési) kísérletek beállítása üvegházi körülmények között

2024 tavaszán dugványozási (gyökeresedési) kísérletet létesítettünk a Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézetének Püspökladányi Kísérleti Állomásán található üvegházban. Az Erdészeti Tudományos Intézetben már korábban is folytattak vizsgálatokat a különböző Leuce-nyár klónok gyökeresedési hajlamának meghatározása céljából (Borovics et al. 2009).

A két ígéretes Leuce-nyár klónról (*Populus alba* x *Populus grandidentata* H-337 és *Populus alba* x *Populus grandidentata* H-384) a Földesen létesített kísérleti ültetvényben gyűjtöttünk sima dugványokat és gyökérdugványokat gyökeresedési kísérlet beállítása céljából. A két klónból mind a simadugvány, mind a gyökérdugvány tekintetében 60-60 db-ot gyűjtöttünk.

Az üvegházban 3 literes konténerekben ültettük el a dugványokat, tőzeg termesztőközeget alkalmazva. A kontroll kezelésen kívül Radix-D gyökereztető hormonkészítményt alkalmaztunk. A termesztő közegbe 8-10 g/l mennyiségben kevertük bele a gyökereztető port, illetve a gyökeresedés elősegítéséhez a dugványozás előtt a kissé nedves metszfelületet a porba mártottuk.

Mindkét klón, illetve dugványtípus esetében három kezelést alkalmaztunk:

1. kezelés – kontroll
2. kezelés – csak a dugvány metszési felületét mártottuk bele a gyökereztető porba
3. kezelés – a dugvány metszési felületét mártottuk a porba és a tőzegbe is kevertünk gyökereztető port

Növényegészségügyi vizsgálatok

Az egyes vizsgált klónok növekedési paramétereinek vizsgálatán túl nagy jelentőséggel bír az új, potenciális fajtajelöltek növényvédelmi monitorozása is (Ábri 2024). A klónok növényegészségügyi vizsgálatát 2024 július hónap során végeztük el. A felvételezést és az adatok kiértékelését a SOE ERTI Erdővédelmi Osztályának munkatársai végezték. A felvételezések során klónonként véletlenszerűen kiválasztott 30 egyed vizsgáltunk, melynek során egyedenként megbecsültük az átlagos lombvesztést, valamint a koronában (lombozaton), ágakon és a törzsön előforduló károsodások mértékét és a kiváltó okokat.

A vizsgálatok során a lombkárak esetében feljegyeztük az előfordulási gyakoriságot (a levelek hány %-án fordul elő az adott kárkép) valamint a károsodás intenzitását (átlagosan a levélfelület hány %-át érinti a károsodás). A két adat csak egymást kiegészítve ad pontos képet egy kárforma fontosságáról. Extrém esetet tekintve, pl. valamennyi levélen előfordul gombafertőzési tünet (gyakoriság 100%), de a levélfelület mindössze 1%-át érinti a károsodás, akkor az intenzitás 1%.

Az átlagos levélvesztés értéke a teljes lombfelülethez viszonyítva a tényleges, fizikai lombhiányt jelenti, nem tartalmazza pl. az aknázók okozta asszimilációs levélfelület veszteséget, vagy a koronatörés miatti lombhiányt.

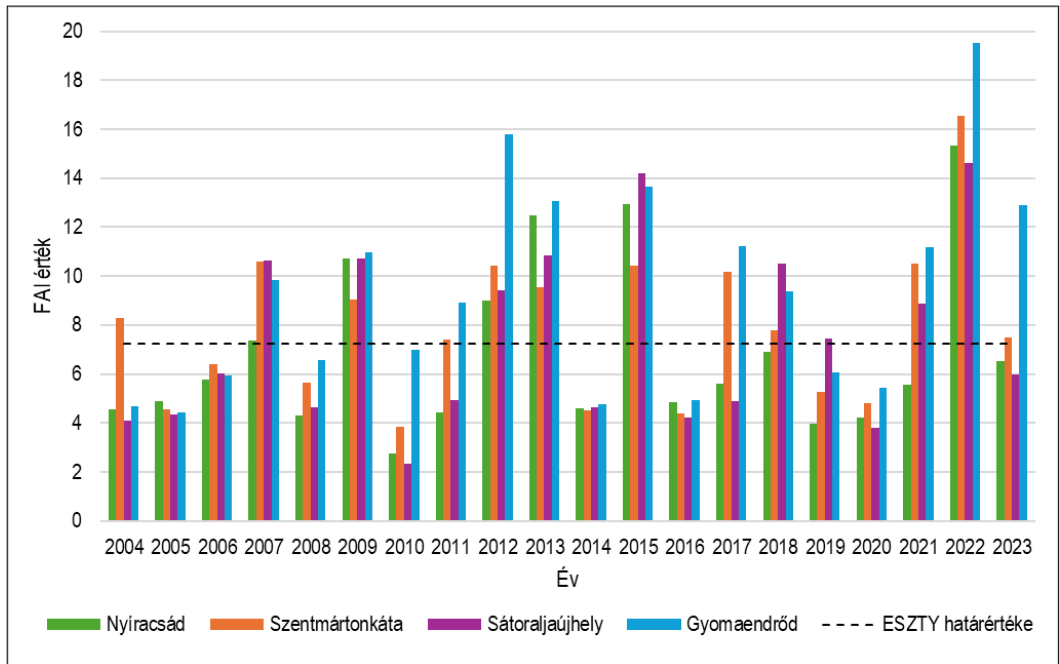
Az abiotikus levélvesztés alatt a szárazság (aszály), valamint a szélverés okozta lombhiány értendő. Nincs benne a koronatörésekből származó lombhiány.

A vizsgálatok és az adatok kiértékelése szempontjából nagyobb jelentősége a fertőzés gyakoriságának van, ami jelzi az adott klón fogékonyságát a gombafertőzéssel szemben. Az intenzitás kérdése ebben az esetben másodlagos, mivel a gomba megtelepedését követően a kórokozó terjedése csak idő kérdése.

EREDMÉNYEK

A kísérleti területek FAI jellemzőinek részletes értékelése

A kísérleti területeket **innovatív erdészeti szárazsági index-szel, azaz FAI értékük alapján** is lehet jellemezni. Nyíraczád környékén 6,85 ($\pm 3,46$); Szentmártonkátánál 7,88 ($\pm 3,13$); Sátoraljaújhelyen 7,36 ($\pm 3,62$); Gyomaendrődnél 9,31 ($\pm 4,21$) a 2004-2023 közötti időszak éveinek átlagos (\pm szórás) FAI értéke. Az elmúlt 20 évben többször átlépte ez az érték a kocsánytalan tölgyes és erdősztyepp klíma határát jelentő 7,25-ös értéket: Nyíraczád 6, Sátoraljaújhely 9, Gyomaendrőd 11, Szentmártonkátá 12 évben. Utóbbi kettő esetében egyértelműen kijelenthető, hogy erdősztyepp klímába sorolandó. Ahogy a csapadékmennyiség esetében, úgy a FAI-nál is kiemelendő a 2004-2023-as időszakból a rendkívül aszályos 2022-es év. Ebben az évben a FAI érték 99 (Sátoraljaújhely, 14,62), 101 (Szentmártonkátá, 16,56), 110 (Gyomaendrőd, 19,51) és 124 (Nyíraczád, 15,32) százalékkal volt több, mint az adott terület átlagos értéke (2. ábra).



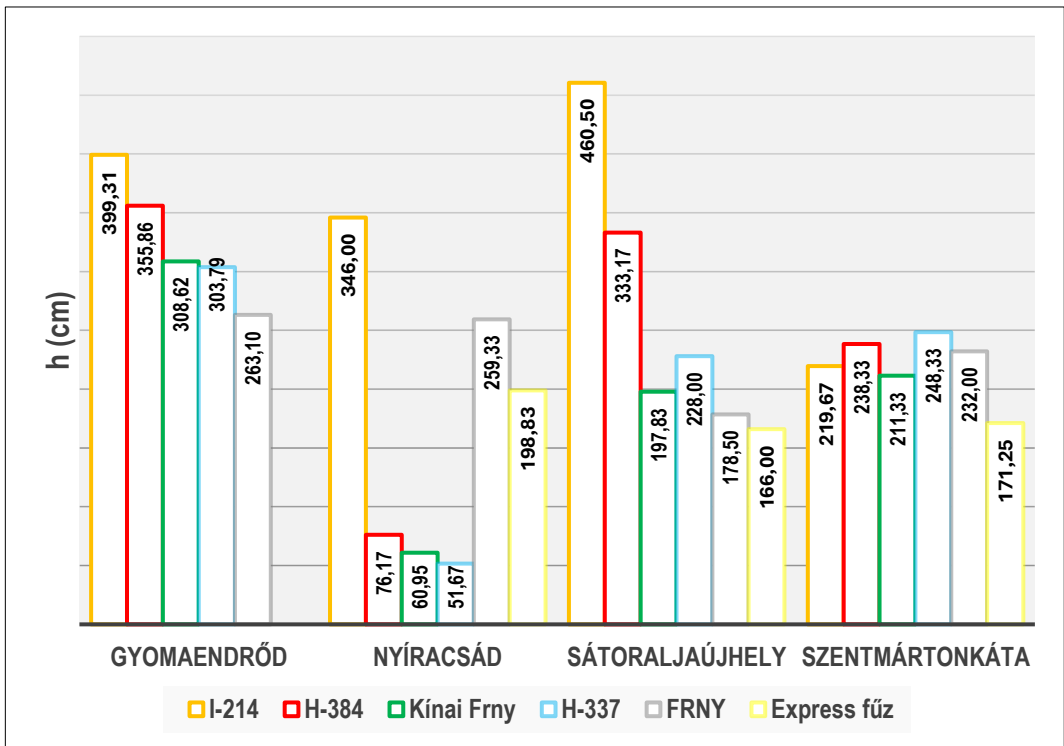
2. ábra: FAI értékek alakulása a 2004-2023 közötti időszakban

Figure 2: FAI values in the period of 2004-2023

Növekedés vizsgálatok

2024 júliusában magasságmérést végeztünk négy kísérleti területen (Gyomaendrőd, Nyíraczád, Sátoraljaújhely és Szentmártonkáta). Az adatok feldolgozását követően diagramon ábrázoltuk az egyes klónok magasságainak átlagértékeit (3. ábra). A diagramon jól látszik, hogy a legnagyobb átlagos magasságot az I-214 olasz nyár érte el, Sátoraljaújhelyen. A vizsgált Leuce-nyár klónok a legjobb növekedést azonban Gyomaendrődön produkálták. Ez azért jelentős, mert a gyomaendrődi kísérleti terület az erdősztyepp klímában található, igen alacsony csapadékviszonyok mellett, a nyárfatermesztés számára határtermőhelyet jelentő területen. Ez a tény azt bizonyítja, hogy a két ígéretes Leuce-nyár klón alkalmas lehet a marginális termőhelyek hasznosítására. Érdekes továbbá az is, hogy a kísérleti ültvényekben szereplő klónok a leghomogénebb, legkiegyenlítettebb növekedést szintén Gyomaendrődön produkálták. Ez összefüggésben lehet azzal a talajszellőztetési eljárással, amelyet itt végeztek el a telepítés után. Ez a technológia az erdőgazdálkodásban, nemzetközi szinten is ismeretlen volt eddig. Az új erdészeti talajművelési technológia kidolgozása és fejlesztése Horváth Sándor és Faragó Endre nevéhez köthető.

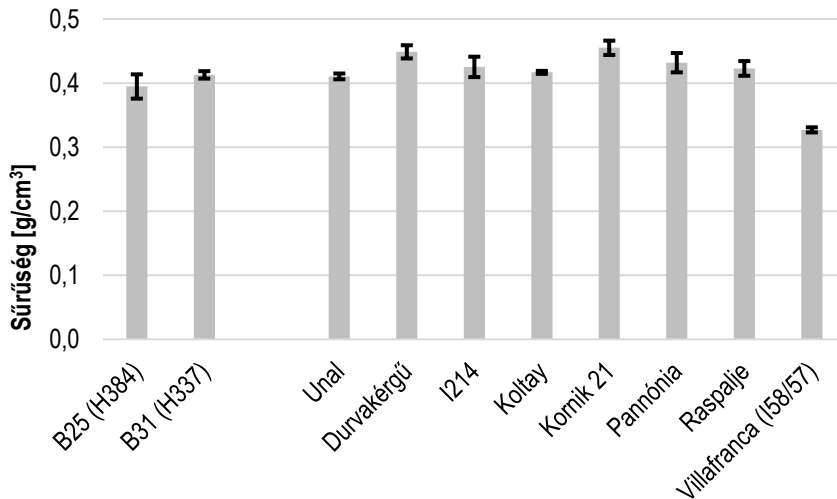
Amennyiben a klónok erőteljes, kiegyenlített növekedése a jövőben is folytatódni fog a gyomaendrődi szolonyeces réti talajon, akkor érdemes lehet ennek a talajszellőztetési technológiának a kipróbálása szélesebb körben az ültvényes fatermesztésben.



3. ábra: A különböző klónok átlagmagasságai a kísérleti ültvényekben, eltérő termőhelyi viszonyok mellett
 Figure 3: The average heights of the different clones in the experimental plantations, under different site conditions

Faanyag-minőségi vizsgálatok

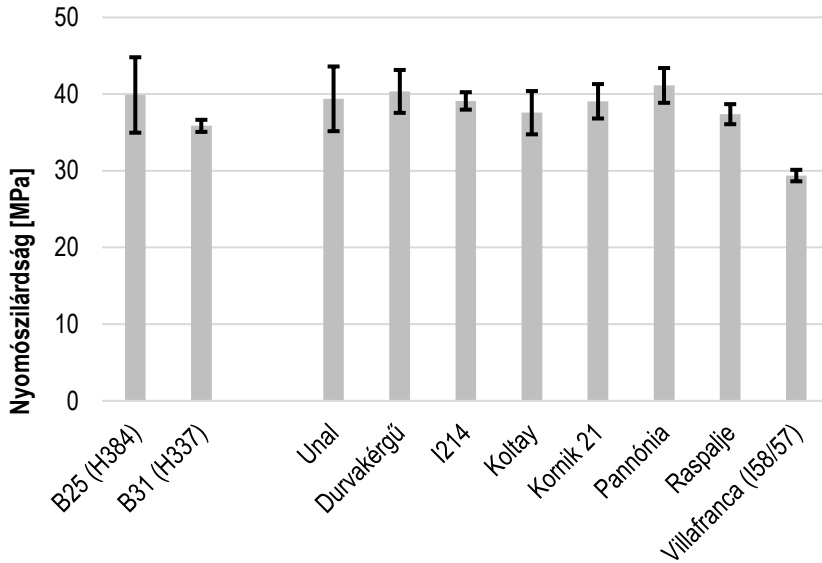
A korábban vizsgált 8 klón juvenilis-határa a rostösszetétel-vizsgálatok alapján jellemzően 16-17 év (Demjén et al. 2020). Mindkét újonnan vizsgált Leuce-klón 19 éves, ennek megfelelően a kéreghez közeli részekből vett 20x20x30 mm méretű (HxSxR) mintatestek érettfaként lettek kezelve (a kéreg alatti 3 évgyűrűt kihagyták a mintakészítés folyamán). A minták a mellmagassági törzszakaszból származnak. A B25 és B31 klónoknál 10-10 db mintából származnak az eredmények, 0% nedvességtartalomra történő átszámítást követően (4. ábra). A nyomóvizsgálati eredmények (5. ábra) 12% nedvességtartalomra vonatkoznak minden esetben, a B25 (H-384) és B31 (H-337) klónoknál magasabb nedvességtartalomról átszámítva.



4. ábra: A két vizsgált Leuce-nyár klón mintatestjeinek sűrűsége a korábban vizsgált 8 nemes nyár klón sűrűségéhez viszonyítva

Figure 4: The density of the samples of the two tested Leuce-poplar clones compared to the density of the 8 previously tested hybrid poplar clones

Az előzetes faanyag-minőségi vizsgálatok alapján elmondható, hogy az ígéretes, vizsgált Leuce-nyár klónok mind sűrűség, mind nyomószilárdság tekintetében több, államilag elismert nemes nyár fajta releváns eredményeinél jobb értékeket mutatnak. Különösen vonatkozik ez a Villafranca nyár fajtaival történő összehasonlításra, amely fajta szintén a leuce-szekcióba tartozik. Az előzetes műszaki eredmények ígéretesek, célunk, hogy egyéb paraméterek vonatkozásában is elvégezzük a vizsgálatokat (geszt-szíjács arány, zsugorodás, külpontosság, szerkezeti keménységvizsgálat évgyűrűnként (Brinell-Mörath)).



5. ábra: A két vizsgált Leuce-nyár klón nyomószilárdsági eredményei a korábban vizsgált 8 nemes nyár klón releváns mérési eredményeihez viszonyítva

Figure 5: The compressive strength results of the two tested Leuce-poplar clones compared to the relevant measurement results of the previously tested 8 noble poplar clones

Dugványozási (gyökeresedési) kísérletek eredményei

A Leuce-nyárasok termesztés-fejlesztésében elsőrendűen fontos feladat olyan vegetatív szaporítási mód kidolgozása, amellyel kiváló növekedésű, a klímaváltozás következtében a szárazodó klímát jól tűrő, kórokozókval és károsítókkal szemben ellenállóbb, faipari célra értékesebb alapanyagot nyújtó fajták üzemi szintű termelése megvalósítható. A Leuce-nyár szekció klónjaira, fajtáira sok esetben jellemző tulajdonság a gyakorlatban nehezen kivitelezhető vegetatív szaporíthatóság. A dugványok megmaradását célzó kísérlet eredménye változó képet mutatott. A H-384 jelű klón esetében a simadugványok megmaradása 15 % (kontroll), valamint 5-5 % (I. és II. kezelés). A gyökérdugványoknál már jobb eredményt kaptunk: 45 % (kontroll) és 60 % (I. kezelés). A másik vizsgált klónnál (H-337) ennek fordítottját tapasztaltuk, azaz a simadugványok mutatták a jobb (30 % - kontroll, 10 % - I. kezelés és 5 % - II. kezelés) és a gyökérdugványok a gyengébb megmaradás értékeket (kontroll 10 %, az I. és II. kezelés 0 %).

Növényegészségügyi vizsgálatok

A felvételi adatok alapján megállapítható, hogy a kiválasztott klónok nem, vagy csak kisebb mértékben fogékonyak a különféle biotikus és abiotikus hatásokkal szemben. Az I-214 klónt kivéve csak gyenge gomba károsodásokat tapasztaltunk az egyes klónokon. A levélvesztést többnyire a *Melasoma* (nyárlevelész) fajok okozták. Bár a 2024. év igen száraz volt, a júliusi felvételek idején még nem észleltünk jelentősebb aszálykárokat (6. ábra).

			Klónok	Levélvesztés	Abiotikus (aszály)	Rágás	Drepanopeziza populii	Melampsora spp.	Mycosphaerella populii	Taphrina sp.	Venturia tremulae	Mechanikai sérülés
A faktor hatása a klónra	semleges 0-10%	Szentmárton-káta	H-337									
	gyenge 11-25%		Kínai									
	közepes 26-60%		I-214									
	erős >61%		H-384									
			Kontroll									
A faktor hatása a klónra	semleges 0-10%	Gyomaendrőd	H-337									
	gyenge 11-25%		Kínai									
	közepes 26-60%		I-214									
	erős >61%		H-384									
			Kontroll									
A faktor hatása a klónra	semleges 0-10%	Sátorajtaiúj-hegy	H-337									
	gyenge 11-25%		Kínai									
	közepes 26-60%		I-214									
	erős >61%		H-384									
			Kontroll									
A faktor hatása a klónra	semleges 0-10%	Nyírcsád	H-337									
	gyenge 11-25%		Kínai									
	közepes 26-60%		I-214									
	erős >61%		H-384									
			Pannonia									
	Kontroll											

6. ábra: A különböző kárformák klónokra gyakorolt hatása

Figure 6: The effect of various pathogens on clones

ÖSSZEFOGLALÁS

2020-ban, EIP innovációs projekt keretében, konzorciális együttműködéssel ismét megkezdtük a fehér (Leuce-) nyárak vegetatív szaporítási módszerének vizsgálatát, iparifa ültetvények létesítését. A projekt célja ígéretes Leuce-nyárak vegetatív szaporíthatóságának és faipari célokra való alkalmasságának vizsgálata üvegházi, csemetekerti és üzemi kísérleti (iparifa-ültetvények) körülmények között. A helyes technológiai módszer kifejlesztéséhez szükséges mintaültetvények a konzorciális együttműködés következtében eltérő agrárerdészeti termőtípusokon és eltérő genetikai talajtípusokon, ökológiai környezetben valósultak meg. Az előzetes – dendrometriai és növényegészségügyi vizsgálatok - eredmények alapján a két vizsgált, ígéretes Leuce-nyár klón alkalmas lehet a nyárfatermesztés számára határ (marginális) termőhelyek hasznosítására és a közeljövőben fontos szerepük lehet a racionális földhasznosításban.

A kezdeti, faipari felhasználhatóságra irányuló vizsgálatok is biztatóak. Az új, potenciális fajtákkal szemben alapvető elvárás az optimális hozam (mennyiségi) és faanyag-minőségi tulajdonságok mellett a környezethez való magas szintű alkalmazkodóképesség, az éghajlatváltozás szélső értékeivel szembeni tolerancia, a melegedő és szárazodó klimatikus körülmények között is jól érvényesülő természetbiztonság. A technológia kifejlesztéséhez szükséges mintaültetvények a konzorciális együttműködés következtében eltérő agrárerdészeti termőtípusokon és eltérő genetikai talajtípusokon, ökológiai környezetben valósultak meg. A csemeték homogén, erőteljes növekedése gyenge termőhelyeken is ígéretes lehet az újszerű, talajszellőztető technológia alkalmazásával.

Az ipari célú minőségi faanyagot termő Leuce-nyár ültetvények kísérleti eredményeinek potenciális hasznosítói az állami, társas- és magán erdőtulajdonosok, erdőkezelők, de akár települési önkormányzatok is. A legszélesebb várható célcsoport azon magán földbirtokosok, akik gazdaságos mezőgazdasági termesztésre nem alkalmas, vagy akár a gazdaságosság határán mozgó földbirtokkal rendelkeznek. Közismerten mintegy 750 ezer hektár gazdaságtalanul hasznosítható mezőgazdasági terület (zömében szántó) található hazánkban. A földalapú normatív támogatás feltételrendszerének változásával további jelentős szántó- és gyepterületeken történhet meg a művelésváltás a fás kultúrák irányába, előrejelzések szerint mindösszesen akár 1,3 millió hektáron is.

A potenciális hasznosítás fő alternatívája különböző agrárerdészeti rendszerek létrehozása, a fásítás - faültetvény (iparifa ültetvény, hengeres- és rövid vágásfordulóú energetikai ültetvény) létesítése vagy erdőtelepítés, továbbá mezővédő fasorok és erdősavók létesítése. Az összterületből legalább 40-60 % az olyan terület, amelynek hasznosítása a szárazodó klíma miatt a jó szárazságtűrő tulajdonsággal bíró Leuce-nyárakkal is célszerű lehet. A projekt során kialakítandó fejlesztési eredmények ezeken a területeken hasznosíthatóak.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatómunkát jelentős mértékben támogatta a „Kedvezőtlen termőhelyeken alkalmazható ígéretes Leuce-nyár klónok vegetatív szaporítási eljárásának kidolgozása (Azonosító: 1924457105)” EIP AGRI projekt.



MAGYARORSZÁG
KORMÁNYA

Európai Unió
Európai Mezőgazdasági
Vidékfejlesztési Alap



A VIDÉKI TÉRSÉGEKBE BERUHÁZÓ EURÓPA

Ezen túlmenően a munkát a TKP2021-NKTA-43 projekt is támogatta, amely a Kulturális és Innovációs Minisztérium által a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból, a TKP2021-NKTA támogatási keretből finanszírozott támogatással valósult meg.

A faanyag-minőségi vizsgálatokhoz szükséges mintavételben segítségünkre volt dr. Andrési Dániel, a KEFAG Zrt. osztályvezetője, valamint a Soproni Egyetem Faipari Mérnöki és Kreatívipari Karának munkatársai, prof. dr. Németh Róbert és dr. Báder Mátyas, akiknek a vizsgálatok elvégzése és kiértékelése is köszönhető. Köszönet illeti Majtai Erika és Sass Imre erdésztechnikusokat a terepi munkában és az adatfeldolgozásban végzett közreműködésükért. A segítségükért a szerzők köszönetüket fejezik ki.

Végül, de nem utolsó sorban köszönet illeti Bíró Zsigmond őstermelőt, dr. Gabnai Ernő Attila családi gazdálkodót, Frankó Patrícia egyéni vállalkozót, Horváth Gáborné őstermelőt és Rétlaki Péter családi gazdálkodót. Nélkülük, mint konzorciumi tagok nélkül az EIP-AGRI projekt nem jöhetett volna létre.

FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM

- Ábri T. 2024: Szelektált akácfa fajta ökológiai és termesztési technológiai értékelése. Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem.
- Balla I., Keserű Zs., Rédei K. & Antal B. 2016: Leuce-nyár klónok mikroszaporítása és ennek szerepe a szelekciós nemesítésben. Agrártudományi Közlemények/Acta Agraria Debreceniensis 69: 43-48.
- Borovics A., Benke A. & Csintalan Zs. 2009: Hazai nyárok populációgenetikai és élettani vizsgálata az erdészeti célú felhasználás fejlesztése céljából. OTKA Zárójelentés, 2009.
- Führer E. 2018: A klímaértékelés erdészeti vonatkozásai. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 27-42.
- Keserű Zs., Rédei K. 2012: Homoki Leuce-nyárok termesztési technológiai modelljei. Erdészettudományi Közlemények 2(1): 61-71.
- Keserű Zs. 2013: A nemesítés szerepe a homoki leuce-nyárasok termesztés-fejlesztésében Doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem.
- Keserű Zs. 2022: A nyár fajtaválaszték lehetséges bővítése ígéretes Leuce-nyár klónokkal. In: Czimer K. (ed.): Erdészeti Tudományos Konferencia, Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron. 53-60.
- Keserű Zs. Póvikné Török Cs., Sóvágó E. & Rásó J. 2023: Ígéretes fehér (Leuce-) nyár klónok vizsgálata gyenge adottságú termőhelyeken. In: Csiha I. (ed.): Alföldi Erdőkért Egyesület Kutatói Nap: Tudományos eredmények a gyakorlatban. Lakitelek, Magyarország 2023.11.09. Kecskemét: Alföldi Erdőkért Egyesület, 73-83.
- Kopecky F. 1978: A nyárok nemesítése. In: Keresztesi B. (ed.) A nyárok és fűzök termesztése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest: 47-67.
- Rédei K. & Keserű Zs. 2007: A szelekciós nemesítés újabb eredményei. In: Rédei Károly (ed.): Homoki fehérnyárasok termesztés-fejlesztése. Budapest, Agroinform Kiadó, 24-28.
- Rédei K., Keserű Zs. & Szulcsán G. 2010: Early Evaluation of Promising White Poplar (*Populus alba* L.) Clones in Hungary. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 6: 9-16.
- Szemerédi M. 1979: A fehér nyár nagyüzemi vegetatív szaporítása. Az Erdő 10: 443-447.
- Veperdi G. 1995: A gyökérrontó talpó által fertőzött kiskunsági fenyőállományok felújítása. ERTI kutatási jelentés. Budapest.

Érkezett: 2024.09.11.

Közlésre elfogadva: 2025.03.26.



Vízre várva

Debrecen város közigazgatási területén közel 15 ezer ha erdő található. Ezek jelentős része a várostól keletre, az Erdőpusztákon terül el. A térségre jellemző fafajok a következők: akác, erdei és feketefenyő, kocsányos tölgy, illetve különböző hazai- és nemes nyárok. A képen a Hármashegy-tó – pontosabban fogalmazva annak helye – látható. A tó egyike az 1970-es, 80-as években mesterségesen kialakított erdőpusztai tavaknak. A tavak vízutánpótlását a terület különböző erei biztosították (a Hármashegy-tó esetében a Zúgó-ér). Ezek az erek, melyek a faállományok fenntartásában is nagy szerepet játszanak, napjainkban szinte teljesen kiszáradtak. A HungaroMet Zrt. Debrecen keleti részén található meteorológiai állomásának adatai alapján az éves csapadékmennyiség az elmúlt 10 évben (2014–2023) 6 alkalommal volt kevesebb, mint az 1971–2023 időszak átlaga (567 mm). Az évi középhőmérsékletet tekintve a vizsgált időszakban (2014–2023) mindegyik évben magasabb értéket mértek – átlagosan 1,1 °C-kal –, mint a sok éves (1971–2023) átlag (10,6 °C). Megemlítendő, hogy az Erdőpuszták vízellátásának biztosítására, így az ökológiai katasztrófa megelőzésére vannak törekvések, a CIVAQUA-program második üteme hivatott ezt a problémát megoldani.

Fotó és szöveg: Ábri Tamás (SOE ERTI)

FELHŐALAPÚ SZÚKÁR MONITORING NORVÉGIÁBAN

Molnár Tamás

Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

Kivonat

Norvégia erdőgazdasága és faipara szempontjából az egyik legfontosabb faj a lucfenyő (*Picea abies*). Az utóbbi években jelentkező, egyre súlyosabb szúgradációk (*Ips* spp.), azonban súlyos károkat okoznak, különösen az ország déli részén fekvő fenyvesekben. A szúkárók nagyterületű és hatékony monitoringjához elengedhetetlen a távérzékelési technológiák és a mesterséges intelligencia használata. A Norvég Bioökonómiai Intézet távérzékelési szúkár-monitoring csoportja 2024 nyarán a Sentinel-2 műholdak és a Google Earth Engine felhőrendszer segítségével monitorozta Dél-Norvégiát. Az alkalmazott Gradient Boost nevű gépi tanulási algoritmus által előállított osztályozás révén sikerült 10x10 méteres terepi felbontású osztályozott kártérképeket előállítani a 2020-es és 2024-es évekre. Az eredmények kimutatták a szúkár által leginkább érintett területeket, mint például Oslo-t, Siljan-t és Rødberg-et.

Kulcsszavak: szúkármonitoring, Norvégia, távérzékelés, Sentinel-2 műhold, felhőszolgáltatás, Google Earth Engine

CLOUD-BASED BARK BEETLE MONITORING IN NORWAY

Abstract

Norway spruce (*Picea abies*) is one of the most important tree species for the Norwegian forestry and timber industry. However, the increasing severity of the bark beetle gradation (*Ips* spp.) in recent years is causing serious damage, especially in the spruce forests in the south of the country. The use of remote sensing technologies and artificial intelligence is essential for large-scale and effective monitoring of bark beetle damage. The remote sensing monitoring team of the Norwegian Institute of Bioeconomy Research monitored southern Norway in the summer of 2024 using Sentinel-2 satellites and Google Earth Engine. We applied the Gradient Boost Machine Learning algorithm to create classified maps at 10x10 m spatial resolution for the years 2020 and 2024. The results showed the areas most affected by bark beetle damage, such as Oslo, Siljan, and Rødberg.

Keywords: bark beetle monitoring, Norway, remote sensing, Sentinel-2 satellite, cloud computing, Google Earth Engine

BEVEZETÉS

A távérzékelés napjainkban kulcsfontosságú eszközzé vált az erdőmonitoringnak is, hiszen az állományok állapotának változására számos lehetőséget kínál. Az egyik legsokoldalúbban alkalmazható technológia a műholdas távérzékelés. Az Európai Űrügynökség (ESA) által üzemeltetett Copernicus program részeként pályára állított Sentinel-2 műholdak segítségével nagybontású űrfelvételekkel rendelkezünk bolygónk erdeiről.



A műholdképek feldolgozása révén rendkívül hasznos tematikus erdőtérképek és idősoros elemzések készíthetők az állományokról, amelyek a terepi erdőkárok felmérést igen hatékonyan támogatni tudják. A Sentinel-2 műholdak 2-5 naponta tudnak térinformációt biztosítani, így egy kár felmérése majdnem valós időben megtörténhet. Az erdőkárok elemzésén és az erdőgazdálkodás téradataival való támogatásán túl hosszú távon a klímaváltozás hatásainak monitorozására is alkalmas a technológia, melynek változásával egyre gyakrabban tapasztalunk egyre súlyosodó károkat.

Norvégiában a 37%-os erdőszűltség mellett kb. 8 millió hektárt borítanak erdők. Az erdőállományok fajösszetétele jelentős hatással van az ország erdőgazdálkodására, ahol domináns állományok tűlevelűek. A norvég luc (*Picea abies* (L.), H. Karst 1881) a legelterjedtebb, ami 30%-os arányban található meg. Ezt követi a feketefenyő (*Pinus nigra*, J.F. Arnold 1785) 5%-kal, majd az erdei fenyő (*Pinus sylvestris*, Linnaeus 1753) 4%-kal, tehát összesen az erdőterületeknek majdnem 40%-a fenyő. Norvégia erdőgazdálkodása szempontjából a luc a legfontosabb évi 5-6 millió m³-es kitermeléssel.

A norvég erdők kiemelten fontosak gazdasági és klímavédelmi okokból is. Az erdőket ugyanakkor számos veszély fenyegeti, közülük az egyik legkomolyabb a betűzőszű (*Ips typhographus* (Linnaeus, 1758)) invázió, amely egyre jelentősebb károkat okoz a fenyvesekben a melegedő klímával összefüggésben. A norvégiai szűkárók súlyosságát jól szemlélteti, hogy 2019-ben az erdőgazdaságoknak 118 millió m³ egészségügyi termelést kellett végezniük, ami 8-51-szerese az 1970 és 2010 közötti évi átlagos vágási mennyiségeknek (2,3–14,5 millió m³) (Gohli et al., 2024). A korábban elszórt vagy foltokban jelentkező károsodások mára nagyobb, összefüggő területeken is megjelennek.

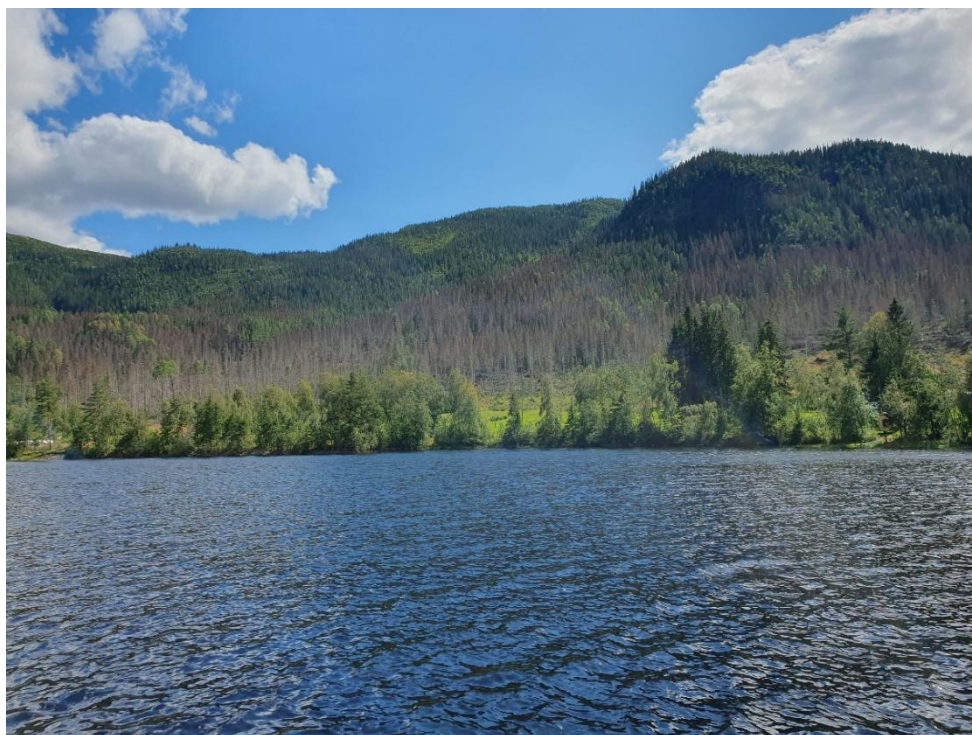
A szűkárók hatékony nyomon követése nélkülözhetetlen a hatékony erdőgazdálkodási és természetvédelmi intézkedések szempontjából. Az utóbbi években a távérzékelési technológiák, különösen a műholdak és a mesterséges intelligencia új lehetőségeket nyitottak az erdőmonitoringban, azon belül a biotikus károsítók pl. a szű kártételének úrfelvételeken történő felmérésében.

A szűkárók monitorozása az utóbbi években egyre nagyobb figyelmet kapott, mivel főként Európa északi és középső részét érintik nagymértékben. Norvégiában a szűkárók nyomon követésére különböző távérzékelési módszereket alkalmaznak. Hernández & Ståhl (2022) és Hollaus & Wagner (2021) tanulmányai rámutatnak arra, hogy a Sentinel-2 adatok és a távérzékelési technikák hatékonyak a szűkárók azonosításában és a károk mértékének értékelésében Norvégiában. A hasonló termőhelyi adottságú Svédországban Hedin & Olsson (2023) illetve Gustafsson & Nilsson (2023) mutatták be, hogyan alkalmazhatók a Sentinel-2 adatok a szűkárók monitorozására és az erdők állapotának felmérésére. A szintén legnagyobb részét boreális klímájú Finnországban Pölonen & Vanhatalo (2023) hasznosította Sentinel-2 úrfelvételeket és a gépi tanulást a szűkárók nyomon követésére és a károk felmérésére.

Közép-Európa számos országában is folynak hasonló kutatások. Günther & Böttcher (2023) tanulmánya bemutatja Németországban, hogy a Sentinel-2 adatok gyors és hatékony eszközként szolgálnak a szűkár terjedésének monitorozásában, ami kulcsfontosságú a védekezési stratégiák kialakításában. Hasonlóan, Jansen & Müller (2022) a multispektrális és hiperspektrális képalkotás jelentőségét hangsúlyozzák a fertőzések korai felismerésében. Csehországban Škerlep & Novák (2023) valamint Míková & Zima (2022) tanulmányai foglalkoznak a Sentinel-2 műholdképek felhasználásával végzett szűkárók észlelésével és a távérzékelési adatok terepi adatokkal való összevetésével. Magyarországon Kovács & Tóth (2023), Németh & Csányi (2022) és Molnár & Király (2023) foglalkoznak a Sentinel-2 adatok és a gépi tanulási technikák alkalmazásával a szűkárók monitorozására és a károk felmérésére. Ezek a kutatások hangsúlyozzák a távérzékelési technikák és a gépi tanulási

modellek fontosságát az erdőegészség és a kártevők monitorozásában, és rámutatnak arra, hogy a Sentinel-2 adatok széleskörű alkalmazásával jelentős előrelépést lehet elérni az erdőmonitoringban.

A Norvég Bioökonómiai Intézet (NIBIO) távérzékelési szúrkármonitoring csoportjának célja 2024 nyarán az volt, hogy a meglévő mellett új modellek pontosságát vizsgálja a Kilden erdőportálon (skogportal). A meglévő Vision Transformer (ViT) modell (Daniel et al. (2020) mellett ebben az évben két további új modellt fejlesztettünk ki, az egyik a mélytanulás (Deep Learning) Convolution Neural Network (CNN) módszerét alkalmazza (Kaselimi et al. 2023), a másik a felhőalapú (Cloud computing) gépi tanulást (Machine Learning). A három megfigyelőrendszer célja ugyanaz volt, az erdők állapotának megfigyelése a szúrkárokkal összefüggésben műholdas képfeldolgozás és mesterséges intelligencia segítségével, ugyanakkor jelen cikk csak a felhőalapú módszert taglalja részletesebben. A többféle módszer tesztelését az egyre fokozódó mértékű és méretű szúrkárok indokolták (1. ábra).



1. ábra: A rødberg-i nagyterületű erdőkárokról 2024 júliusában készült fénykép. Fotó: Dr. Marius Hauglin
Figure 1: Larger scale forest damage in Rødberg, July 2024. Photo: Dr. Marius Hauglin

ANYAG ÉS MÓDSZER

Terepi adatok

A NIBIO kutatói által kifejlesztett Kilden erdőportál és a SR16 erdészeti térkép pontos és sokrétű adatbázist szolgáltat norvég erdők távérzékelési monitorozásához. A Kilden portál átfogó információkat szolgáltat az erdőállapotokról és az erdők változásáról. Az SR16 térkép részletes térbeli

információkat szolgáltat az erdőkről különböző léptékeken úgy, hogy integrálja a légi lézeres felméréseket, optikai műholdképeket és az országos erdőállomány adattár adatait is (Astrup et al. 2019, Hauglin et al).

Távérzékelés Sentinel-2 műholdakkal

Az Európai Űrügynökség (ESA) Sentinel-2 műholdjai az európai léptékű térképezés és földmegfigyelés egyik legfontosabb eszközei 2015-től. A Sentinel-2 (S-2) műholdak multispektrális szenzorokkal rendelkeznek, amelyek lehetővé teszik a földfelszín változásainak részletes nyomon követését (ESA, 2024a). Az S-2 műholdak folyamatosan biztosítanak friss adatokat a vegetációról, a talajról és más környezeti tényezőkről, amelyeket számos kutatásban használnak a természeti károk és környezeti degradáció azonosítására, így például a szűkárók monitorozására is. Mivel 2024 szeptemberétől a Sentinel-2 A, B és C műhold is a konstellációban repül, a korábbi két műhold helyett jelenleg három is a pályán van (ESA, 2024b).

Az S-2 műholdképekből két spektrális indexet számítottunk ki. Ezen indexek a Normalizált Vegetációs Index (Normalized Difference Vegetation Index, NDVI) és a Normalizált Nedvesség Index (Normalized Difference Water Index, NDWI) voltak, amelyeket gyakran használnak a vegetáció állapotának megfigyelésére a fotoszintetikus aktivitással és a lombkorona nedvességével kapcsolatban.

A fotoszintetikus aktivitás és az ezzel összefüggő egészségi állapot mérésére a Normalizált Vegetációs Indexet (NDVI) (1) használják a leggyakrabban, melynek számítása módja (Rouse et al. 1974):

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

ahol, a NIR a közeli infravörös, a RED a vörös csatatornában mért felszíni reflektancia érték.

A Normalizált Nedvesség Index (NDWI) a lombkorona és a talaj nedvességtartalmára érzékeny nedvességi vagy víz index (Gao 1996), aminek a képlete (2) a következő:

$$NDWI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (2)$$

ahol, a NIR a közeli infravörös, a SWIR a rövidhullámú infravörös csatatornában mért felszíni reflektancia érték.

Google Earth Engine

A Google Earth Engine (GEE) egy rendkívül hatékony eszköz az akár globális léptékű térinformatikai elemzésekhez. Gorelick et al. (2017) bemutatták, hogy a GEE hogyan teszi lehetővé a földmegfigyelését és a távérzékelési adatok gyors feldolgozását, amelyek az erdészeti kutatások során is jól hasznosíthatóak. A GEE felhőalapú infrastruktúrája lehetővé teszi tematikus erdőterképek készítését és elemzését is egy platformon belül.

Módszerem a GEE felhőalapú szolgáltatásának használatán alapul, amely számos lehetőséget kínál a földmegfigyelésére, beleértve az erdők egészségi állapotának monitorozását. Ehhez a

programomat JavaScript nyelven írtam a GEE alkalmazás programozási felületén. A program az S-2 műholdképeit és a GEE-be épített mesterséges intelligencia gépi tanulási algoritmusát használja.

A modellem bemeneti adatai a NIBIO erdőállomány állapot térképéből származtatott tanító és teszt pontok voltak. Ezek az adatkészletek raszteres formátumúak, 2020-ból származnak, és a dél-norvégiai Fritzøe Erdészeti Zrt. területét fedik le, ahol minden pixel kategorizált: egyéb erdő (0), egészséges erdő (1), holt erdő (2) és tarvágás (3). Az egyéb erdő kategória az alacsony záródású állományokat jelöli. A tanítóadatok összterülete körülbelül 343000 ha, míg a tesztadatoké 3800 ha.

A NIBIO az SR16 erdészeti erőforrástérkép részeként erdőmaszkot is szolgáltat. Ez a térkép a lucfenyő képpontjaira lett szűrve, ahol 15 m feletti a fmagasság és 800 m alatti a tengerszint feletti magasság, amik ideálisak a szű gradációkhoz. Továbbá a vezetékek 15 méteres sávja is ki van vágva a maszkból. Ezt használtam erdőmaszkként. Mindhárom geoadatbázist raszteres formátumból vektoros pontokká alakítottam át, hogy a GEE felhőbe feltölthető legyen. Az eredeti adatállomány méretének csökkentése érdekében az egyes osztályokból (egyéb erdő, egészséges erdő, holt erdő, kivágás) véletlenszerű mintavételt alkalmaztam, megtartva összesen 50000 pontot. Ehhez az előfeldolgozáshoz a QGIS 3.22.6 szoftvert használtam.

A GEE-beli módszer több lépésből áll a kívánt cél eléréséhez. Elsőnek az S-2 felvételeket Dél-Norvégia területére szűrtük, majd az alacsony felhőzetre (<5%) és a vegetációs időszakra (május-szeptember) szűkítjük tovább a feldolgozandó adatokat. A háromszoros szűrés biztosítja a kívánt területre és időablakra vonatkozó legjobb minőségű kompozitot, ami lehetőleg felhőmentes és térképi hézagok nélküli. Az mintaterületet (AOI) hat S-2 úrfelvétel területével (32VMK, 32VML, 32VMM, 32VNL, 32VNM, 32VPM) alapján határoztuk meg, amelyek Dél-Norvégiát fedik le, egyenként 100x100 km-es területtel.

A GEE számára újszerű erdőmaszkot készítettünk a hat SR16 csempe (az S-2 csempe területével megegyező terület) összevonásával, amelyet a műholdképek vágásához használtak erdőmaszkként. Mivel minket a 2020-as év érdekelt, amikor a földi adatokat gyűjtötték, és az idej, 2024-es év, mindkét évre lefuttattam a kódot. Az S-2 kompozit 2020-ban 46 képből, míg 2024-ben 29 képből készült.

Miután feltöltöttük a terepi adatokat a Google felhőbe és előállítottuk az S-2 kompozitokat is egy lekérdezéssel, a képfeldolgozás következő lépése a gépi tanulás alkalmazása volt. A Gradient Boost (GB) algoritmust alkalmaztuk a képosztályozáshoz (Friedman 2001). A GB az összes S-2 sávot és két spektrális indexet, tehát összesen 14 sávot használt az algoritmus tanításához. Ezen indexek a Normalizált Vegetációs Index (NDVI) és a Normalizált Nedvességi Index (NDWI) voltak, amelyeket széles körben használnak a vegetáció állapotának megfigyelésére a fotoszintetikus aktivitással és a lombkorona nedvességtartalmával összefüggésben. Négy osztály volt mind a tanító, mind a validáló adatokhoz: egyéb erdő (0), egészséges erdő (1), holt erdő (2) és tarvágás (3). Ezekkel az osztályokat a terepi adatok alapján alakítottuk ki és a tanításhoz, valamint a validáláshoz egységesen használtuk fel őket.

A GB többi bemeneti paramétereit illetően 100 darab döntési fát használt az algoritmus, a tanulási arány (shrinkage) 0.1, az adatok mintavételezési aránya 1, az egyes fák maximális csomópont száma 20, a veszteségi függvény típusa LeastSquares és a randomizálás (seed) 0 volt. A GB-t 2020-as adatokkal tanítottuk és a 2020-as, valamint a 2024-es műholdképekre is lefuttattuk az osztályozót. Mind a 2020-as, mind a 2024-es kompozitok a felhőszűrt, vegetációs időszakot mutató legjobb minőségű pixelekből álltak össze.

Hibamátrix

A hibamátrixot pixel alapú osztályozási eredmények értékelésére használjuk, ahol az oszlopok a valós osztályokat, a sorok pedig a modell által becslteket mutatják. Négy osztályt alakítunk ki a mátrixban, ezek a következők:

- Valódi Pozitív (VP): amikor a modell helyesen jósolta meg a pozitív osztályt,
- Valódi Negatív (VN): amikor a modell a negatív osztályt jósolta meg helyesen,
- Hamis Pozitív (HP): amikor a modell tévesen pozitívnak jósolta az esetet, de valójában negatív volt,
- Hamis Negatív (HN): amikor valójában pozitív volt, de a modell tévesen negatívnak jósolta az esetet.

A mátrix osztályaiból különböző mérőszámokat számítunk, ezeket a pontosság, a precizitás, a szenzitivitás, a specificitás, az F1-érték és a teljes pontosság. Számításuk az alábbiak szerint történik:

- Teljes pontosság (3) azaz a helyes előrejelzések aránya az összes előrejelzéshez képest,

$$TP = \frac{VP+VN}{VP+VN+HP+HN} \quad (3)$$

- Precizió (4): tehát a pozitívként jósolt esetek közül a valóban pozitív esetek aránya,

$$P = \frac{VP}{VP+HP} \quad (4)$$

- Szenzitivitás (5): a valódi pozitív esetek közül a modell által helyesen azonosított esetek aránya,

$$SZ = \frac{VN}{VP+HN} \quad (5)$$

- Specificitás (6): ami a valódi negatív esetek közül a modell által helyesen negatívnak azonosított esetek aránya,

$$S = \frac{HP}{VN+HP} \quad (6)$$

- Negatív Prediktív Érték (7): a negatívként jósolt esetek közül a valóban negatív esetek aránya.

$$NPE = \frac{VN}{VN+HN} \quad (7)$$

Gyártói Pontosság (GP) képlete (8):

$$GP = \frac{\text{helyesen besorolt pixelek száma az osztályban}}{\text{osztályba besorolt összes pixel száma}} * 100 \quad (8)$$

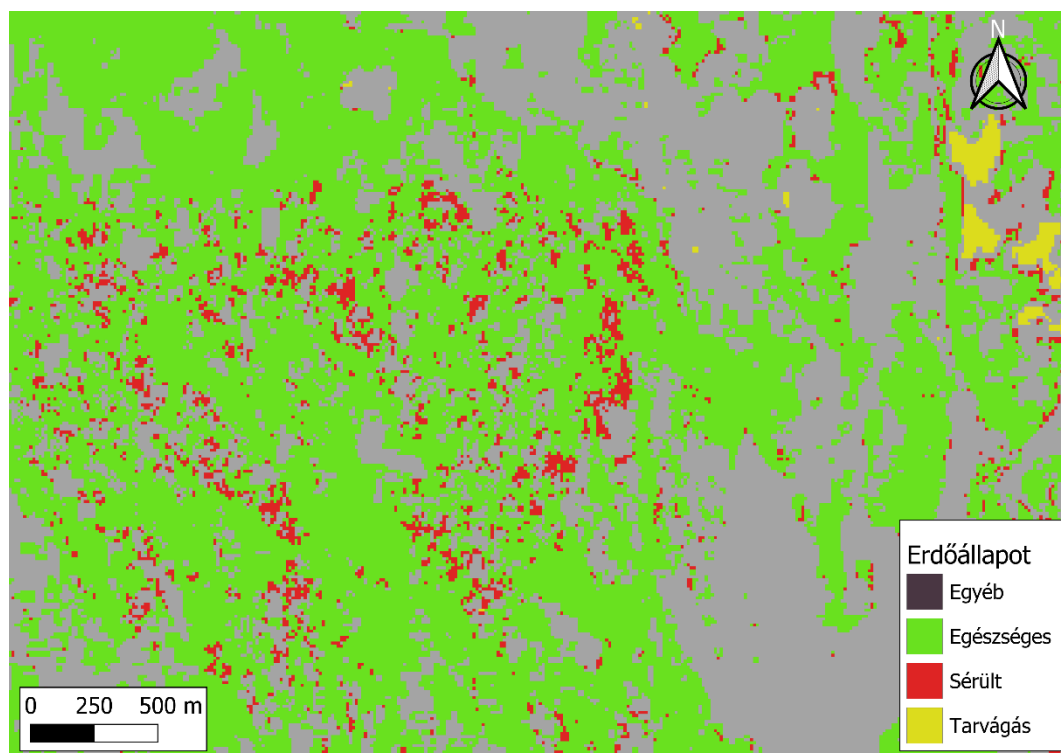
Felhasználói Pontosság (FP) képlete (9):

$$FP = \frac{\text{helyesen besorolt pixelek száma az osztályban}}{\text{osztályba besorolt összes pixel száma}} * 100 \quad (9)$$

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

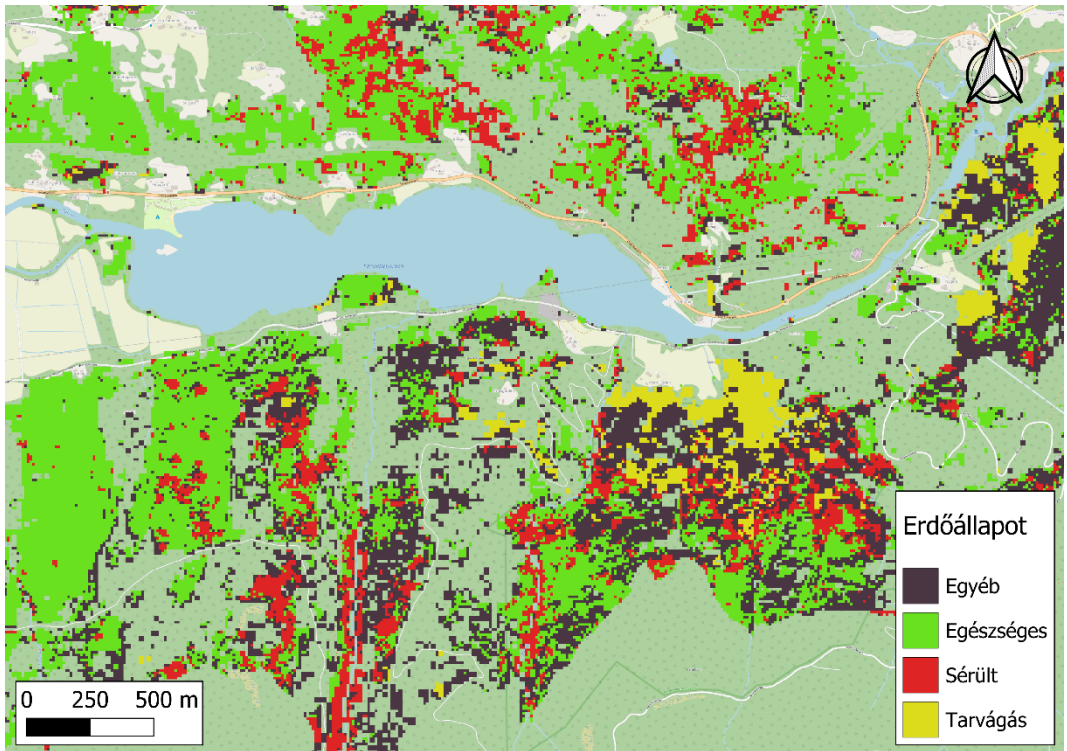
Eredményként online osztályozott térképeket gyártottunk 10x10 m-es felbontásban, négy tematikus osztállyal. A térképek 2020 nyarának kiválasztott időpontjaira (2020.06.26., 2020.07.31., 2020.08.15.), 2020 teljes nyarára 2024-re is elkészültek. A 2020-as térképek Fritzsche Erdőgazdaság területére vonatkoztak, de a 2024-es térképek egész Dél-Norvégiát lefedték. Minden térképet tif formátumban, a CRS 25832 segítségével exportáltunk, először a Google Drive-ra, majd később a számítógépre.

A térképek szemrevételezése után megállapíthattam, hogy várakozásainknak megfelelően a legtöbb erdő egészséges volt, de a szú okozta pusztulás és a tarvágások is megfigyelhetőek voltak, különösen Dél-Norvégia egyes területein (1. ábra). Ilyen volt 2020-ban Siljan területe (2. ábra), míg 2024-ben a Nore og Uvdal településhez tartozó Numedal-völgyben lévő Rødberg vagy Észak-Oslóban a Movatn és a Mellomkollen természetvédelmi terület közelében lévő Maridalen-völgyben. Az utóbbi két területen nagyobb mértékű károkat figyeltünk meg (2. és 3. ábra). Mindezen területeket a következő években figyelemmel kell kísérni a szúgradáció alakulását illetően, és nemcsak az erdészeti társaságokat, hanem a természetvédelmi hatóságokat is figyelmeztetni kell a szúkárok fokozódására.



2. ábra: Osztályozott kártérkép Oslo közelében 2024 nyarán. Jól láthatók a Mellomkollen rezervátumban lévő szúkárok és az erdőgazdálkodók által kezelt, tarvágott területek is

Figure 2: Classified forest damage map of Oslo, in summer 2024. The damage is visible caused by bark beetles in the Mellomkollen reserve and the clearcuts made by forest managers



3. ábra: Osztályozott kártérkép Rødberg közelében 2024 nyarán. Jól láthatók a rezervátumban lévő szűkárók és az erdőgazdálkodók által kezelt, tarvágott területek is

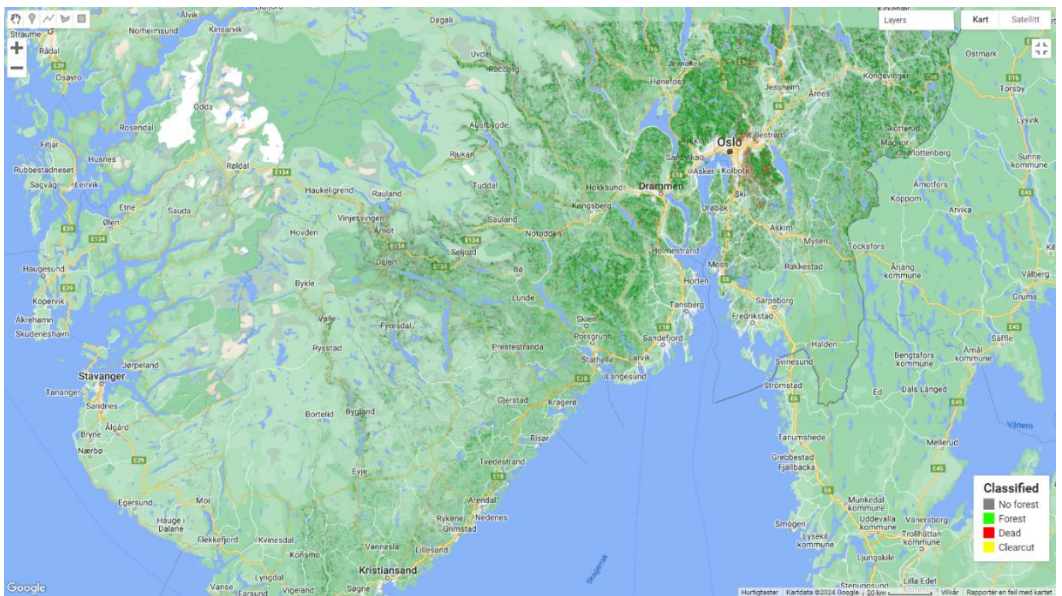
Figure 3: Classified forest damage map of Rødberg, in summer 2024. The damage is visible caused by bark beetles in the reserve and the clearcuts made by forest managers

Amikor összehasonlítottam az egyes osztályokba tartozó pixelek számát és egymáshoz viszonyított arányát, azt találtam, hogy a tanító adathalmazban 0,8% halott és 1,1% tarvágás volt, míg a tesztelésben 1% halott és 1,2% tarvágott. Az S-2 alapú osztályozott térképen csak 0,6% és 0,3% volt a halott és a tarvágott, vagyis a terepi igazsághoz képest alacsonyabb értékek, ami azt jelenti, hogy a modell konzervatív és nem ad túl sok téves előrejelzést.

Pontossági értékelést pixel szinten végeztem, amihez létrehoztam egy hibamátrixot mind a tanító, mind a validációs adatkészletekhez, majd kiszámítottam a gyártói (PA), felhasználói (UA) és teljes pontosság (TA) (Congalton & Green, 2019). A teljes pontosság a tanításnál 73% volt, míg a PA 71% és az UA 76%. A validáció teljes pontossága 56% volt, 35% PA, 33% UA mutatókkal. A tanítói pontosság elfogadható, biztosan nem túltanított a modell, de a validációs értékek még közepesek, javítandóak. Ugyanakkor, ha csak a Fritzøe Erdészeti Zrt. közel 350.000 hektáros területére vizsgáljuk a mérőszámokat, akkor a teljes pontosság 85,9%-ra nőtt.

1.táblázat: Az osztályozott kárterkép hibamátrixa
Table 1: Confusion matrix of classification

Osztály	Valódi Pozitív	Valódi Negatív	Hamis Pozitív	Hamis Negatív	Precízió	Szenzitivitás	Specifitás	Negatív Prediktív Érték
Egyéb erdő	2269	20721	1442	13803	0,6114	0,1412	0,9353	0,5998
Erdő	19232	3952	12889	2160	0,5987	0,9009	0,2349	0,6468
Holtfa	76	35315	1543	321	0,0469	0,1914	0,9583	0,9910
Tarvágás	87	37664	797	387	0,0984	0,1835	0,9793	0,9899
Teljes Pontosság	0,567							



4. ábra: Dél-Norvégia osztályozott erdőállapottérképe 2024 nyarán. Láthatók a főként Oslo közelében lévő szújárak és az erdőgazdálkodók által kezelt, tarvágott területek is
Figure 4: Classified forest damage map of South Norway, in summer 2024. The damage is visible caused by bark beetles north of Oslo and the clearcuts made by forest managers

A módszer hatékonyságát összegezve megállapíthatom, hogy a GEE alkalmas a dél-norvégiai és a szújárak megfigyelésére, a GEE-alapú térképek rendszeres, szolgáltatásszerű közzétételéhez azonban a szolgáltatás kereskedelmi verziója szükséges. Ezen túlmenően számos problémával találkozottam a számítási kapacitással kapcsolatban, így a nagyméretű adathalmazokat nem lehet sem feltölteni a felhőbe, sem letölteni onnan. A képzési adatok túl nagyok voltak ahhoz, hogy fel lehessen őket tölteni, ezért csökkenteni kellett őket.

ÖSSZEFOGLALÁS

A kutatás során sikeresen létrehoztuk a dél-norvégiai szűkárókat ábrázoló osztályozott térképeket, amelyek 10x10 méteres felbontásban készültek, és négy kategóriát tartalmaztak: egészséges erdő, holt erdő, egyéb erdő, valamint tarvágás. A térképek 2020-ra és 2024-re egyaránt elkészültek a vizsgálati időszakra és területre. A térképek vizuális elemzése során megállapítottuk, hogy bár a legtöbb erdő egészséges, azonban a szűkárók és az emiatti egészségügyi letermelések száma megnőtt az utóbbi években. A legjelentősebb károkat 2020-ban a Siljan területén figyeltük meg, míg 2024-ben a Rødberg környékén (Nore og Uvdal) és az Oslo környéki Maridalen-völgyben. Ha a pixelek osztályonkénti száma alapján vizsgáljuk a helyzetet, az mondható el, hogy S-2 alapú osztályozott térképen 0,6% és 0,3% volt az elpusztul lucos és tarvágás aránya a teljes területhez képest, ami 48840, illetve 24376 ha-os területet jelent. Az is látható, hogy a modell nem ad túl sok téves előrejelzést, hiszen a tanítóadatokban magasabb volt a halott állomány aránya. A modell pontosságát a statisztikai mutatókon túl hibamátrixszal is értékeltük. A tanító adatok teljes pontossága 74% volt, míg a tesztadatoké 57%. Ezek jó eredménynek mondhatóak, de modell fejlesztendő. Az alacsonyabb tesztelési pontosság különösen a holtfa és a tarvágások esetében figyelhető meg, amelyeknél a modell alulteljesített. Ugyanakkor összességében a módszer megfelelő volt a szűkárók megfigyelésére, és a Google Earth Engine jól használható a monitoringhoz, habár az országos szintű, nagy számosságú adatbázisok kezelésében akadályokba ütköztem. A jövőbeni fejlesztésekhez a számítási kapacitás növelése és a térképek publikálásának optimalizálása szükséges.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönöm Dr. Svein Solberg-nek, Dr. Marius Hauglin-nak, Dr. Aksel Granhus-nek, Dr. Bjørn Håvard Evjen-nek, Dr. Torstein Kvamme-nek (Norvég Bioökonómiai Intézet) a norvégiai szakmai tanácsokat, Dr. Borovics Attilának és Dr. Illés Gábornak (SOE ERTI) pedig a kutatás támogatását.

Jelen publikáció a TKP2021-NKTA-43 azonosítószámú projekt keretében a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, a TKP2021-NKTA pályázati program finanszírozásában valósult meg.

A kutatás a Kulturális és Innovációs Minisztérium, Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, az Egyetemi Kutatói Ösztöndíj Program keretében valósult meg.

A 2024-2.1.1-EKÖP-2024-00007 számú projekt a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nemzeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, az EKÖP-24-4-II pályázati projekt finanszírozásában valósult meg.

IRODALOMJEGYZÉK

- Astrup R., Rahlf J., Bjørkelo K., Debella-Gilo M., Gjertsen A.K. & Breidenbach J. 2019: Forest information at multiple scales: development, evaluation and application of the Norwegian forest resources map SR16. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34(6): 484–496.
- Brassard B.W. & Vanasse A. 2023: The effectiveness of Sentinel-2 imagery for detecting and quantifying bark beetle damage in Norwegian spruce forests. *Forests* 14(6): 1104.
- Congalton R. & Green K. 2019: *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*, Third Edition. 10.1201/9780429052729. pp 17.
- European Space Agency (ESA) 2024a: Sentinel-2. https://www.esa.int/Enabling_Support/Operations/Sentinel-2_operations (Utolsó letöltés: 2024.12.16.)

- European Space Agency (ESA) 2024b: Sentinel-2C delivers stunning first images. https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-2/Sentinel-2C_delivers_stunning_first_images (Utolsó letöltés: 2024.12.16.)
- Friedman J. H. 2001: Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Annals of Statistics*, 1189–1232.
- Gao B.C. 1996: NDWI - A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58: 257–266.
- Gohli J., Krokene P., Flo Heggem E. S. & Økland B. 2024: Climatic and management-related drivers of endemic European spruce bark beetle populations in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 61: 809–820. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14606>
- Gorelick N., Hancher M., Dixon M., Ilyushchenko S. & Thau D. 2017: Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202: 18–27.
- Gustafsson M. & Nilsson M. 2023: Assessing bark beetle infestation in Swedish forests using multi-temporal Sentinel-2 imagery and machine learning. *International Journal of Remote Sensing* 44(6): 1885–1901.
- Günther F. & Böttcher H. 2023: Application of satellite-based remote sensing for monitoring bark beetle infestations in German forests. *Forest Ecosystems* 10(1): 20.
- Hallas T., Netherer S., Pennerstorfer J., Karel S., Schadauer T., Löw M. et al. 2024: The Bark Beetle Dashboard - towards a holistic risk assessment of *Ips typographus*. IUFRO World Congress 2024. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.11420.09603>
- Hauglin M., Rahlf J., Schumacher J., Astrup R. & Breidenbach J. 2021: Large scale mapping of forest attributes using heterogeneous sets of airborne laser scanning and National Forest Inventory data. *Forest Ecosystems* 8(1): 65.
- Hedberg S. & Lundin L. 2023: Evaluating remote sensing methods for bark beetle damage detection in Swedish forests. *Forestry* 96(4): 589–602.
- Hedin J. & Olsson H. 2023: Monitoring bark beetle infestations in Swedish forests using Sentinel-2 and Landsat data. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 96(2): 237–248.
- Hernández J.C. & Ståhl G. 2022: Mapping forest pests and diseases using remote sensing: A review and case study of Norway spruce bark beetles. *Forest Ecology and Management* 505: 119927.
- Hollaas M. & Wagner W. 2021: Monitoring of forest health and bark beetle infestation in Norway using UAV and satellite remote sensing data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 98: 102327.
- Jansen L. & Müller R. 2022: Evaluating remote sensing techniques for bark beetle infestation monitoring in German forests. *Forest Management and Planning* 28(4): 112–126.
- Jokinen S. & Lappalainen H. 2022: Remote sensing and Sentinel-2 imagery for monitoring bark beetle impacts in Finnish mixed forests. *Forestry Science* 68(3): 281–295.
- Kaslimi M., Voulodimos A., Daskalopoulos I., Doulamis N. & Doulamis A. 2023: A Vision Transformer Model for Convolution-Free Multilabel Classification of Satellite Imagery in Deforestation Monitoring. *IEEE Transactions on Neural Networks and Learning Systems* 34(7): 3299–3307. <https://doi.org/10.1109/TNNLS.2022.3144791>
- Kilden skogportalen (NIBIO) 2024: <https://kilden.nibio.no/?topic=skogportal> (Utolsó letöltés: 2024.12.16.)
- Kovács B. & Tóth J. 2023: Remote sensing applications for monitoring bark beetle infestations in Hungarian forests. *Acta Silvica Hungarica* 19(1): 45–58.
- Lindner M. & Maroschek M. 2022: Assessing forest resilience and bark beetle impacts in Norway: Insights from remote sensing and climate data. *Remote Sensing of Environment* 267: 112759.
- Miková H. & Zima J. 2022: Integration of remote sensing and field data for detecting bark beetle outbreaks in Czech forests. *European Journal of Forest Research* 141(6): 1069–1082.
- Molnár T. & Király G. 2023: Sentinel-2 satellite-based analysis of bark beetle damage in Sopron Mountain, Hungary. *Land-scape & Environment* 17(1): 33–40. <https://doi.org/10.21120/LE/17/1/3>
- Németh J. & Csányi M. 2022: Monitoring bark beetle damage in Hungarian coniferous forests using Sentinel-2 imagery and machine learning. *Hungarian Geographical Bulletin* 71(4): 352–366.
- Pölonen I. & Vanhatalo K. 2023: Assessing bark beetle damage in Finnish coniferous forests using Sentinel-2 data and spectral indices. *European Journal of Forest Research* 142(2): 267–281.
- Rouse J.W., Haas R.H., Scheel J.A. & Deering D.W. 1974: Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. In *Proceedings of the 3rd Earth Resource Technology Satellite (ERTS) Symposium* 1: 48–62.
- Scharvogel D., Brandmeier M. & Weis, M. 2020: A Deep Learning Approach for Calamity Assessment Using Sentinel-2 Data. *Forests*. <https://doi.org/10.3390/F11121239>
- Škerlep M. & Novák P. 2023: Detection and monitoring of bark beetle infestations in Czech forests using Sentinel-2 imagery. *Journal of Forestry Research* 34(2): 315–328.

Érkezett: 2025.01.14.

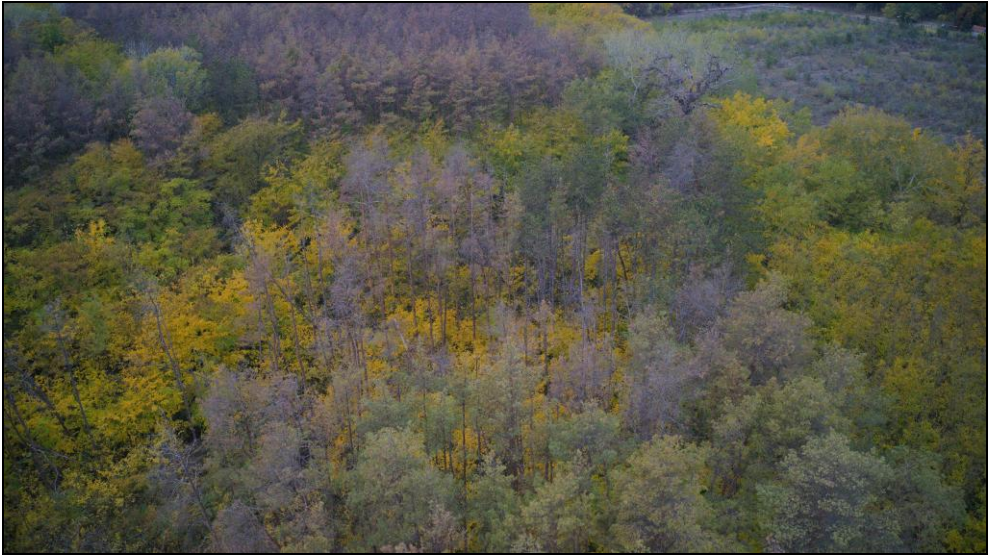
Közlésre elfogadva: 2025.04.26.



LiDAR

Modern technológiák használata az erdészeti kutatásokban: Kézi 3D LiDAR szkennerek alkalmazása faállomány szerkezeti felmérésekre. Az eszköz másodpercenként több százezer lézerpulzus segítségével rögzíti a környezet nagy felbontású, háromdimenziós pontfelhőjét. A csatlakoztatott 360 fokos kamera segítségével utólag valóság-hű felületi színekkel is kiegészíthető az eredmény. Ez a séta közben végezhető adatgyűjtés jelentősen meggyorsítja a terepi munkát, és a hagyományos módszereknél jóval pontosabb dokumentálást tesz lehetővé a fák paramétereinek, illetve a finom domborzati viszonyoknak elemzéséhez.

Fotó és szöveg: Eötvös Csaba (SOE ERTI)



A diadalmas ostorfa

Az ismétlődő, súlyos aszályok miatt pusztuló ásosthalmi fenyvesekben sok helyen a spontán módon terjedő nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*) veszi át az uralmat. Csak a DALERD Ásosthalmi Erdészete területén mintegy 900 ha-on jelentkezik ez a probléma. A kedvelt városi fa termését, magját a madarak nagy távolságra terjesztik, inváziója gyakorlatilag megállíthatatlan. Különösen feltűnő ez a jelenség az ostorfa őszi lombárgulása idején.

Fotók és szöveg: Paulin Márton és Csóka György (SOE ERTI)



Fák és sziklák küzdelme

A meredek, sziklás lejtők hatalmas kihívást jelentenek a fák számára. Talajképződésre alig van lehetőség, hiszen az aprószemcsés szerves és szervetlen törmelék a csapadékvíz szinte azonnal leviszi a lejtő aljára. Legfeljebb a kőzet repedéseiben, hasadékaiban, horpadásaiban reked meg némi talajnak nevezhető anyag. Ezeket az eldugott helyeket kell megtalálni a lehulló magoknak és a gyökereknek. Csak azoknak a fajoknak van lehetősége a fennmaradásra, amelyek nagy mennyiségű magot teremnek és kellően plasztikus gyökérszettel rendelkeznek. A képen látható magas kőris és hegyi juhar is e tulajdonságaiknak köszönhetik, hogy sikeresek voltak az életért folyó küzdelemben.

Fotó és szöveg: Nagy Csaba

IGMÁNDY ZOLTÁN ÖRÖKSÉGE – MAGYARORSZÁG TAPLÓGOMBÁINAK JEGYZÉKE (2025)

Papp Viktor

*Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növényteni Tanszék;
Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényiszervezetani Tanszék*

Kivonat

Igmándy Zoltán (1925–2000) a magyarországi taplógombák kutatásának úttörője volt, akinek négy évtizedes munkássága máig meghatározó a hazai mikológia és erdővédelem tudományterületén. Jelen munka összegzi az általa publikált hazai taplógombafajokra vonatkozó adatokat, valamint kiegészíti azokat az újabb ismeretekkel. A szakirodalmi forrásokon alapuló revideált fajlista a legújabb taxonómiai eredmények figyelembevételével került aktualizálásra. Az így összeállított, 194 taplófajt tartalmazó lista nemcsak a magyarországi funga kutatásához nyújthat hasznos alapot, hanem az erdővédelem és természetvédelem számára is releváns forrásként szolgálhat.

Kulcsszavak: csövestapló, erdővédelem, gombadiverzitás

THE LEGACY OF ZOLTÁN IGMÁNDY – A CHECKLIST OF POLYPORES IN HUNGARY (2025)

Abstract

Zoltán Igmándy (1925–2000) was a pioneer in the study of polypore fungi in Hungary, whose four decades of work continue to have a lasting influence in the fields of Hungarian mycology and forest protection. The present study summarizes the data he published on Hungarian polypore species and complements them with more recent findings. The revised checklist, based on literature sources, has been updated following the latest taxonomic developments. The resulting list, comprising 194 polypore species, may serve as a valuable foundation for future research on the Hungarian funga, as well as a relevant reference for forest and nature conservation efforts.

Keywords: poroid fungi, forest protection, mushroom diversity

BEVEZETÉS

Idén ünnepeljük Igmándy Zoltán születésének 100. évfordulóját, aki a magyar mikológiai kutatás egyik meghatározó alakja volt, és kiemelkedő szerepet játszott a hazai taplógombák tudományos vizsgálatának fejlődésében. A taplógombák specialistájaként ő volt az első, aki ezt a gombacsoportot hazánkban rendszertani, ökológiai és erdővédelmi szempontból átfogó módon tanulmányozta.

Levelező szerzők/Correspondence:

Papp Viktor, 1118 Budapest, Villányi út 29-43; E-mail: papp.viktor@uni-mate.hu



Munkássága mellett, hogy maradandó hatást gyakorolt az erdővédelem gyakorlatára, alapvetően formálta a hazai mikológiai szemléletet is.

Igmándy Zoltán közel négy évtizedes szakmai munkássága során egyedülálló fungáriumi gyűjteményt hozott létre, amely a teljesség igényével dokumentálja a Magyarországon 1990-ig ismert fán élő taplógombafajokat. Fungáriumra 3219 példányt tartalmaz, amelyek közül 2621-et határozott meg, 148 fajhoz sorolva (Szabó 2012). Igmándy alaposságát dicséri, hogy ezeknek a példányoknak a döntő többsége részletes adatokkal rendelkezik, beleértve a gyűjtés helyét és idejét, az élőhely típusát, a gazdanövényt és a szubsztrátum jellegét is. A minták jelentős részét Igmándy saját terepmunkája során gyűjtötte, míg más esetekben erdészeti és egyetemi kollégák közreműködése révén kerültek a gyűjteménybe az ország csaknem valamennyi erdőtípusából. A gyűjtemény jelenleg a Soproni Egyetem Erdőmérnöki Karának Erdő- és Természeti Erőforrás-gazdálkodási Intézetében található, míg duplikátumai és egyes ritkább fajok példányai a Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárának gombagyűjteményében (Budapest) kerültek elhelyezésre. A gyűjtemény adatainak szintézisét, Igmándy az akadémiai doktori értekezésében közölte (Igmándy 1981), melyet követően az 1990-ben bekövetkezett nyudíjazásáig már csak néhány taplógombákkal kapcsolatos cikket publikált (Igmándy 1982, 1984, 1987). Az 1991-ben megjelent „*A magyar erdők taplógombái*” című könyvében (Igmándy 1991) – terjedelmi korlátok miatt – már csak az erdei fajfajokon előforduló leggyakoribb taplógombafajok fajleírásai és kórtani hatásai kerültek bemutatásra, közérthető formában, a nagyközönség számára is hozzáférhető módon. Bő egy évtizeddel Igmándy 2000-ben bekövetkezett halálát követően, a munkásságát megalapozó taplógomba-gyűjtemény adatait korábbi tanítványa és kollégája, Szabó Ilona összegezte és publikálta (Szabó 2012). Igmándy fungáriumi gyűjteménye alapvető jelentőséggel bír a hazai taplógombakutatás szempontjából, azonban mindeddig csupán egyes taxonok feldolgozása során került részletesebb vizsgálat alá, például a *Ganoderma* (Papp és Szabó 2013), az *Aurantiporus* (Koszka és Papp 2020) vagy az *Onnia* (Palla et al. 2019) nemzetségek esetében.

A jelen összefoglaló munkával az a célom, hogy tisztelettel megemlékezzem Igmándy Zoltán születésének 100. évfordulójáról, valamint életművéről azáltal, hogy a legújabb taxonómiai kutatások eredményei alapján aktualizálom az általa közölt adatokat, és kiegészítem azokat a halálát követően publikált újabb eredményekkel. Ebben a kizárólag szakirodalmi forrásokra épülő munkában egy nevezéktanilag frissített, teljes fajlistát kívánok közreadni, amely alapul szolgálhat a hazai taplógombák további funkisztikai és taxonómiai vizsgálataihoz, valamint – reményeim szerint – hasznos referenciaként szolgálhat az erdővédelem és természetvédelem területén is.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Tekintettel arra, hogy a „tapló” elnevezés alatt tárgyalt taxonok nem alkotnak filogenetikai értelemben természetes csoportot, a jelen munkában taplónak tekintetem minden olyan bazidiumos gombát „*amelyeknél a spórák a termőtest sajátos módon kialakult (csöves, megnyúlt, labirintusosan üreges stb.) termőréteg-tartóján képződnek*” (Igmándy 1991), és amelyek szerepelnek Bernicchia és Gorjón (2020), illetve Ryvarden és Melo (2022) munkáiban. A fajlista összeállításának alapjául Igmándy adatközlő publikációi szolgáltak (Igmándy 1956, 1957, 1958, 1965, 1968a, 1968b, 1970, 1981, 1984), valamint a Szabó (2012) által közölt, Igmándy fungáriumára épülő munka. Igmándy munkásságát követően publikált, Magyarországról újonnan kimutatott taplógombafajokat tartalmazó szakirodalmi források közül az alábbiakban szereplő adatokat integráltam a revideált fajlistába:

Rimóczi et al. (1997), Lukács et al. (2001), Benedek (2002), Trecker és Szabó (2002), Siller (2004), Albert és Dima (2007), Lukács (2010), Benedek (2011), Papp (2012), Siller et al. (2013), Papp (2014, 2015), Papp et al. (2014), Papp és Dima (2017, 2018), Palla et al. (2019), Koszka (2023), Papp (2024), Palla (2024). A tudományos nevek megadásakor elsődlegesen a MycoBank és az Index Fungorum adatbázisokra támaszkodtam. Ugyanakkor számos esetben a legújabb filogenetikai vizsgálatok eredményei alapján (pl. Wu et al. 2022, Liu et al. 2023, Zhou et al. 2023, Li et al. 2025, Zhao et al. 2025, Zhou et al. 2025) ezektől eltérő, aktuálisan elfogadott neveket alkalmaztam. A magyar nevek megadásánál az Albert et al. (2017) által összeállított latin–magyar gombanévjegyzéket tekintetem irányadónak. Azoknál a fajoknál, amelyek nem szerepelnek ebben a névjegyzékben, a Miszkolci Gombász Egyesület (MIGE) adatbázisában, illetve Koszka (2023) munkájában javasolt magyar neveket használtam.

EREDMÉNYEK

Igmándy munkássága alatt dokumentált 152 taplógomba fajon felül az elmúlt több, mint három évtizedben 42 további új taplógomba faj előfordulását sikerült kimutatni hazánkból (ezeket a fajlistában „*”-al jelöltem). Az összesített fajlistát a fajok aktuális tudományos nevének alfabetikus sorrendjében közlöm, amelyet a korábbi munkákban szereplő sznonimok, illetve magyar nevek követnek.

Fajlista

- Abortiporus biennis*** (Bull.) Singer 1944 [= *Heteroporus biennis* (Bull.) Lázaro Ibiza 1916] – rőt likacsosgomba.
- ****Albatrellus confluens*** (Alb. & Schwein.) Kotl. & Pouzar 1957 [= *Albatrellopsis confluens* (Alb. & Schwein.) Teixeira 1993] – sárga zsemlegomba.
- Albatrellus cristatus*** (Schaeff.) Kotl. & Pouzar 1957 [= *Laeticutis cristata* (Schaeff.) Audet 2010] – zöldhátú zsemlegomba.
- ****Albatrellus ovinus*** (Schaeff.) Kotl. & Pouzar 1957 – fakó zsemlegomba.
- Albatrellus pes-caprae*** (Pers.) Pouzar 1966 [= *Scutigera pes-caprae* (Pers.) Bondartsev & Singer 1941; = *Scutigera oregonensis* s. auct. europ.] – barnahátú zsemlegomba.
- Amaropostia stiptica*** (Pers.) B.K. Cui, L.L. Shen & Y.C. Dai 2018 [= *Postia stiptica* (Pers.) Jülich 1982] – keserű likacsosgomba.
- Amyloporia sinuosa*** (Fr.) Rajchenb., Gorjón & Pildain 2011 [= *Antrodia sinuosa* (Fr.) P. Karst. 1881] – házi kéreggomba.
- Amyloporia xantha*** (Fr.) Bondartsev & Singer 1941 [= *Antrodia xantha* (Fr.) Ryvarden 1973] – halvány-sárga kéregtapló.
- Antrodia albida*** (Fr.) Donk 1966 – fehéres kéreggomba.
- ****Antrodia heteromorpha*** (Fr.) Donk 1966 – okkerszürkés egyrétűtapló.
- ****Antrodiella faginea*** Vampola & Pouzar 1996 – nincs magyar neve.
- Antrodiella foliaceodontata*** (Nikol.) Gilb. & Ryvarden 1993 – nincs magyar neve.
- ****Antrodiella pallescens*** (Pilát) Niemelä & Miettinen 2006 – porcos kéreggombácska.
- ****Antrodiella romellii*** (Donk) Niemelä 1982 – nincs magyar neve.



- Antrodiella serpula*** (P. Karst.) Spirin & Niemelä 2006 [= *Antrodiella hoehnelii* (Bres.) Niemelä 1982] – sárgaperemű kéreggombácska.
- Aurantiporus croceus*** (Pers.) Murrill 1920 [= *Hapalopilus croceus* (Pers.) Donk 1933] – sáfrányszínű likacsosgomba.
- ****Auriporia aurulenta*** A. David, Tortiç & Jelić 1975 – aranyásrga terülogomba.
- Bjerkandera adusta*** (Willd.) P. Karst. 1879 – szenes likacsosgomba.
- Bjerkandera fumosa*** (Pers.) P. Karst. 1879 – krémszínű likacsosgomba.
- ****Boletopsis leucomelaena*** (Pers.) Fayod 1889 – vörösödő zsemlegomba.
- Boletopsis subsquamosa*** (L.) Kotl. & Pouzar 1957 – nincs magyar neve.
- Cellulariella warnieri*** (Durieu & Mont.) Zmitr. & V. Malysheva 2014 [= *Trametes warnieri* (Durieu & Mont.) Zmitr., Wasser & Ezhov 2012; = *Lenzites warnieri* Durieu & Mont. 1860] – feketés lemezestapló.
- ****Cerioporus leptoccephalus*** (Jacq.) Zmitr. 2016 [= *Polyporus leptoccephalus* (Jacq.) Fr. 1821] – feketeövű likacsosgomba.
- Cerioporus squamosus*** (Huds.) Quél. 1886 [= *Polyporus squamosus* (Huds.) Fr. 1821] – pizstricgomba.
- Cerioporus varius*** (Pers.) Zmitr. & Kovalenko 2016 [= *Polyporus varius* (Pers.) Fr. 1821] – változékony likacsosgomba.
- Ceriporia excelsa*** Parmasto 1959 – nincs magyar neve.
- ****Ceriporia griseoviolascens*** M. Pieri & B. Rivoire 1997 – pizskossárga kéreggomba.
- Ceriporia mellita*** (Bourdot & Galzin) Bondartsev & Singer 1941 – nincs magyar neve.
- Ceriporia purpurea*** (Fr.) Donk 1971 – puha kéreggomba.
- ****Ceriporia reticulata*** (Hoffm.) Domański 1963 – recés kéreggomba.
- Ceriporia viridans*** (Berk. & Broome) Donk 1933 – zöldes kéreggomba.
- Ceriporiopsis mucida*** (Pers.) Gilb. & Ryvarden 1985 [= *Fibuloporia donkii* Domański 1969] – vékony kéreggomba.
- Cerrenea unicolor*** (Bull.) Murrill 1903 – szürke egyrétűtapló.
- ****Cinereomyces lindbladii*** (Berk.) Jülich 1982 – nincs magyar neve.
- Climacocystis borealis*** (Fr.) Kotl. & Pouzar 1958 – északi likacsosgomba.
- ****Climacodon septentrionalis*** (Fr.) P. Karst. 1881 – északi tuskéslaska.
- ****Coltricia cinnamomea*** (Jacq.) Murrill 1904 – fahéjbarna likacsosgomba.
- Coltricia perennis*** (L.) Murrill 1903 – szalagos likacsosgomba.
- ****Cyanosporus alni*** (Niemelä & Vampola) B.K. Cui, L.L. Shen & Y.C. Dai 2018 [= *Postia alni* Niemelä & Vampola 2001] – csupaszkalapú likacsosgomba.
- Cyanosporus caesius*** (Schrad.) McGinty 1909 [= *Postia caesia* (Schrad.) P. Karst. 1881] – kékesedő likacsosgomba.
- Cyanosporus subcaesius*** (A. David) B.K. Cui, L.L. Shen & Y.C. Dai 2018 [= *Postia subcaesia* (A. David) Jülich 1982] – kékülő likacsosgomba.
- Cystidiopostia simanii*** (Pilát) B.K. Cui, Shun Liu & L.L. Shen 2023 [= *Postia simanii* (Pilát) Jülich 1982] – nincs magyar neve.
- Daedaleopsis confragosa*** (Bolton) J. Schröt. 1888 [= *Daedaleopsis tricolor* (Bull.) Bondartsev & Singer 1941] – rózsaszínes egyrétűtapló; háromszínű egyrétűtapló [*D. confragosa* var. *tricolor* (Bull.) Bondartsev & Singer 1953].
- Dichomitus squalens*** (P. Karst.) D.A. Reid 1965 – összetett egyrétűtapló.
- Diplomitoporus flavescens*** (Bres.) Domański 1970 – sárgás egyrétűtapló.

- ***Donkia pulcherrima** (Berk. & M.A. Curtis) Pilát 1937 [≡ *Climacodon pulcherrimus* (Berk. & M.A. Curtis) Nikol. 1961] – bundás tuskéslaska.
- Donkioporia expansa** (Desm.) Kotl. & Pouzar 1973 – nincs magyar neve.
- ***Favolus gracilisporus** H. Lee, N.K. Kim & Y.W. Lim 2017 [≡ *Polyporus gracilisporus* (H. Lee, N.K. Kim & Y.W. Lim) Bernicchia & Gorjón 2020] – nincs magyar neve.
- Fibroporia destructor** (Schrad.) Parmasto 1968 – nincs magyar neve.
- Fibroporia gossypium** (Speg.) Parmasto 1968 [≡ *Antrodia gossypium* (Speg.) Ryvarden 1973] – nincs magyar neve.
- ***Fibroporia pseudorenyi** (Spirin) Spirin 2007 – nincs magyar neve.
- Fibroporia vaillantii** (DC.) Parmasto 1968 [≡ *Antrodia vaillantii* (DC.) Ryvarden 1973] – pincekéreggomba.
- Fistulina hepatica** (Schaeff.) With. 1801 – májgomba.
- Flaviporus brownii** (Humb.) Donk 1960 – rozsdasárga likacsosgomba.
- Fomes fomentarius** (L.) Fr. 1849 – bükkfa-tapló.
- Fomitoporia hartigii** (Allesch. & Schnabl) Fiasson & Niemelä 1984 – jegenyefenyő-tapló.
- Fomitoporia punctata** (P. Karst.) Murrill 1947 [≡ *Phellinus punctatus* (P. Karst.) Pilát 1942] – domború fekvőtapló.
- Fomitoporia robusta** (P. Karst.) Fiasson & Niemelä 1984 [≡ *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot & Galzin 1925] – vastag tapló.
- Fomitopsis betulina** (Bull.) B.K. Cui, M.L. Han & Y.C. Dai 2016 [≡ *Piptoporus betulinus* (Bull.) P. Karst. 1881] – nyírfa-tapló.
- Fomitopsis malicola** (Berk. & M.A. Curtis) Spirin 2024 [≡ *Antrodia malicola* (Berk. & M.A. Curtis) Donk 1966].
- Fomitopsis pinicola** (Sw.) P. Karst. [= *F. marginata* (Pers.) P. Karst., = *Fomes marginatus* (Pers.) Fr.] – szegett tapló.
- Fomitopsis pulvina** (Pers.) V. Spirin & Vlasák 2024 [= *Buglossoporus quercinus* (Schrad.) Kotl. & Pouzar 1966; ≡ *Piptoporus quercinus* (Schrad.) P. Karst. 1881] – tölgyfa-kérgestapló.
- Fomitopsis quercina** (L.) V. Spirin & Miettinen 2024 [≡ *Daedalea quercina* (L.) Pers.] – labirintustapló.
- Fomitopsis ramentacea** (Berk. & Broome) Spirin & Vlasák 2024 [≡ *Antrodia ramentacea* (Berk. & Broome) Donk 1966] – fordított egyrétűtapló.
- Fomitopsis rosea** (Alb. & Schwein.) P. Karst. 1881 [≡ *Rhodofomes roseus* (Alb. & Schwein.) Kotl. & Pouzar 1990] – rózsás tapló.
- Fomitopsis serialis** (Fr.) Spirin & Runnel 2024 [≡ *Antrodia serialis* (Fr.) Donk; ≡ *Neoantrodia serialis* (Fr.) Audet 2017] – szalagtapló.
- ***Frantisekia mentschulensis** (Pilát ex Pilát) Spirin 2007 – narancsos zszindelyestapló.
- Funalia gallica** (Fr.) Bondartsev & Singer 1941 [≡ *Corioloopsis gallica* (Fr.) Ryvarden 1973] – barna egyrétűtapló.
- Funalia trogii** (Berk.) Bondartsev & Singer 1941 [≡ *Corioloopsis trogii* (Berk.) Domański 1974] – fehér egyrétűtapló.
- Fuscoporia contigua** (Pers.) G. Cunn. 1948 [≡ *Phellinus contiguus* (Pers.) Pat. 1928] – kemény fekvőtapló.
- Fuscoporia ferruginosa** (Schrad.) Murrill 1907 [≡ *Phellinus ferruginosus* (Schrad.) Pat. 1900] – vastag fekvőtapló.



- Fuscoporia torulosa** (Pers.) T. Wagner & M. Fisch. 2001 [= *Phellinus torulosus* (Pers.) Bourdot & Galzin 1925] – vörös tapló.
- Fuscoporia viticola** (Schwein.) Murrill 1907 [= *Phellinus viticola* (Schwein.) Donk 1966] – barna fekvőtapló.
- Fuscopostia fragilis** (Fr.) B.K. Cui, L.L. Shen & Y.C. Dai 2018 [= *Postia fragilis* (Fr.) Jülich 1982] – barnuló likacsosgomba.
- Ganoderma adspersum** (Schulzer) Donk 1969 – vastagkérű tapló.
- Ganoderma applanatum** (Pers.) Pat. 1887 – deres tapló.
- Ganoderma carnosum** Pat. 1889 – sötét lakkostapló.
- Ganoderma lucidum** (Curtis) P. Karst. 1881 – pecsétviaszgomba.
- Ganoderma pfeifferi** Bres. 1889 [= *Ganoderma cupreolaccatum* (Kalchbr.) Z. Igmándy, nom. inval.; = *Fomes advena* Quél. 1872] – rézvörös lakkostapló.
- Ganoderma resinaceum** Boud. 1889 – óriás lakkostapló.
- Gloeophyllum abietinum** (Bull.) P. Karst. 1882 – fenyő-lemezestapló.
- Gloeophyllum sepiarium** (Wulfen) P. Karst. 1882 – cifra lemezestapló.
- Gloeophyllum trabeum** (Pers.) Murrill 1908 – változékony lemezestapló.
- Gloeoporus dichrous** (Fr.) Bres. [= *Vitreoporus dichrous* (Fr.) Zmitr. 2018] – kétszínű likacsosgomba.
- Gloeoporus pannocinctus** (Romell) J. Erikss. 1958 – porcos likacsosgomba.
- Grifola frondosa** (Dicks.) Gray 1821 – ágas tapló.
- Hapalopilus rutilans** (Pers.) Murrill 1904 [= *Hapalopilus nidulans* (Fr.) P. Karst. 1881] – fahéjszínű likacsosgomba.
- Haploporus tuberculosus** (Fr.) Niemelä & Y.C. Dai 2002 [= *Pachykytospora tuberculosa* (Fr.) Kotl. & Pouzar 1963] – rózsás kéregtapló.
- Heterobasidion annosum** (Fr.) Bref. 1888 – gyökérrontó tapló.
- Hirschioporus abietinus** (Pers. ex J.F. Gmel.) Donk 1933 [= *Trichaptum abietinum* (Pers. ex J.F. Gmel.) Ryvarden 1972] – fenyő-egyrétűtapló.
- Hirschioporus fuscoviolaceus** (Ehrenb.) Donk 1933 [= *Trichaptum fuscoviolaceum* (Ehrenb.) Ryvarden 1972] – fogas egyrétűtapló.
- Inocutis dryophila** (Berk.) Fiasson & Niemelä 1984 [= *Inonotus dryophilus* (Berk.) Murrill 1904] – tölggyfa-rozsdástapló.
- Inocutis rheades** (Pers.) Fiasson & Niemelä 1984 [= *Inonotus rheades* (Pers.) Bondartsev & Singer 1941] – nyárfa-rozsdástapló.
- Inonotus cuticularis** (Bull.) P. Karst. 1879 – vékony rozsdástapló.
- Inonotus hispidus** (Bull.) P. Karst. 1879 – almafa-rozsdástapló.
- ***Inonotus krawtzevii** (Pilát) Pilát 1940 – nincs magyar neve.
- Inonotus nidus-pici** Pilát 1953 [= *Xanthochrous nidus-pici* (Pilát) Z. Igmándy 1966, nom. inval.] – kétalakú csertapló.
- Inonotus obliquus** (Fr.) Pilát 1942 [= *Xanthochrous obliquus* (Fr.) Bourdot & Galzin 1928] – terülő rozsdástapló.
- Irpex lacteus** (Fr.) Fr. 1828 – fehérbélű egyrétűtapló.
- Irpex latemarginatus** (Durieu & Mont.) C.C. Chen & Sheng H. Wu 2021 [= *Oxyporus latemarginatus* (Durieu & Mont.) Donk 1966; = *Emmia latemarginata* (Durieu & Mont.) Zmitr., Spirin & Malysheva 2006] – gumós kéregtapló.

- Ipiciporus pachyodon*** (Pers.) Kotl. & Pouzar 1957 [= *Spongipellis pachyodon* (Pers.) Kotl. & Pouzar 1965] – fogas likacsosgomba.
- Ischnoderma benzoinum*** (Wahlenb.) P. Karst. 1881 – fenyő-kérgestapló.
- Ischnoderma resinosum*** (Schrad.) P. Karst. 1879 – gyantás kérgestapló.
- ****Jahnoporus hirtus*** (Cooke) Nuss 1980 – nincsen magyar neve.
- Laetiporus sulphureus*** (Bull.) Murrill – sárga gévagomba.
- Lentinus arcularius*** (Batsch) Zmitr. 2010 [= *Polyporus arcularius* (Batsch) Fr. 1821] – fagyálló likacsosgomba.
- Lentinus brumalis*** (Pers.) Zmitr. 2010 [= *Polyporus brumalis* (Pers.) Fr. 1818] – téli likacsosgomba.
- Lentinus substrictus*** (Bolton) Zmitr. & Kovalenko 2016 [= *Polyporus ciliatus* Fr. 1815] – tavaszi likacsosgomba.
- Loweomyces fractipes*** (Berk. & M.A. Curtis) Jülich 1982 [= *Abortiporus fractipes* (Berk. & M.A. Curtis) Gilb. & Ryvarden 1986] – réteges likacsosgomba.
- ****Mensularia hastifera*** (Pouzar) T. Wagner & M. Fisch. 2001 – nincs magyar neve.
- Mensularia nodulosa*** (Fr.) T. Wagner & M. Fisch. 2001 [= *Inonotus nodulosus* (Fr.) P. Karst. 1882] – bükkfa-rozsdástapló.
- Mensularia radiata*** (Sowerby) Lázaro Ibiza 1916 [= *Inonotus radiatus* (Sowerby) P. Karst. 1881] – égerfa-rozsdástapló.
- Meripilus giganteus*** (Pers.) P. Karst. 1882 – óriás bokrosgomba.
- Meripilus lineatus*** (Pers.) Westph. & Rajchenb. 2025 [= *Physisporinus lineatus* (Pers.) F. Wu, Jia J. Chen & Y.C. Dai 2017; = *Rigidoporus moeszii* (Pilát ex Pilát) Pouzar 1966] – nincsen magyar neve.
- ****Meripilus pouzarii*** (Vampola & Vlasák) Westph. & Rajchenb. 2025 [= *Rigidoporus pouzarii* Vampola & Vlasák 2012; = *Physisporinus pouzarii* (Vampola & Vlasák) F. Wu, Jia J. Chen & Y.C. Dai 2017] – égerfa-rózsástapló.
- Meripilus sanguinolentus*** (Alb. & Schwein.) Rajchenb. & Westph. 2025 [= *Physisporinus sanguinolentus* (Alb. & Schwein.) Pilát 1940; = *Rigidoporus sanguinolentus* (Alb. & Schwein.) Donk 1966] – nincs magyar neve.
- Meripilus vitreus*** (Pers.) Rajchenb. & Westph. 2025 [= *Physisporinus vitreus* (Pers.) P. Karst. 1889; = *Rigidoporus vitreus* (Pers.) Donk 1966] – nincs magyar neve.
- Meruliopsis taxicola*** (Pers.) Bondartsev 1959 [= *Gloeoporus taxicola* (Pers.) Gilb. & Ryvarden 1985] – vörös kéreggomba.
- ****Metuloidea fragrans*** (A. David & Tortič) Miettinen 2016 [= *Trametes fragrans* A. David & Tortič 1979; = *Antrodiella fragrans* (A. David & Tortič) A. David & Tortič 1986] – illatos kéreggombácska.
- Mycocacia gilvescens*** (Bres.) Zmitr. 2018 [= *Ceriporiopsis gilvescens* (Bres.) Domański 1963] – vörösdő kéreggomba.
- ****Mycolindtneria trachyspora*** (Bourdot & Galzin) Rauschert [= *Lindtneria trachyspora* (Bourdot & Galzin) Pilát] – lágy kéreggomba.
- Neofavolus alveolaris*** (DC.) Sotome & T. Hatt. 2012 [= *Polyporus alveolaris* (DC.) Bondartsev & Singer 1941; = *Polyporus mori* (Pollini) Fr. 1821] – sugaras likacsosgomba.
- ****Odoria alborubescens*** (Bourdot & Galzin) V. Papp & Dima 2017 – Ódor-likacsosgomba.
- Onnia tomentosa*** (Fr.) P. Karst. 1889 – nemezes likacsosgomba.
- ****Onnia triquetra*** (Pers.) Imazeki 1955 – háromszögletű likacsosgomba.
- Osmoporus odoratus*** (Wulfen) Singer 1944 [= *Gloeophyllum odoratum* (Wulfen) Imazeki 1943; = *Anisomyces odoratus* (Wulfen) Pilát 1940] – szagos tapló.



- Osteina obducta*** (Berk.) Donk 1966 [= *Grifola ossea* (Kalchbr.) Pilát 1934] – csontosodó likacsosgomba.
- Osteina undosa*** (Peck) Zmitr. 2018 [= *Leptoporus undosus* (Peck) Pilát 1938; ≡ *Postia undosa* (Peck) Jülich 1982] – nincs magyar neve.
- Pallidohirschioporus biformis*** (Fr.) Y.C. Dai, Yuan Yuan & M. Zhou 2023 [= *Trichaptum bifforme* (Fr.) Ryvarden 1972] – lilaszegélyű egyrétűtapló.
- Pappia fissilis*** (Berk. & M.A. Curtis) Zmitr. 2018 [= *Aurantiporus fissilis* (Berk. & M.A. Curtis) H. Jahn ex Ryvarden 1978] – színváltó likacsosgomba.
- Perenniporia medulla-panis*** (Jacq.) Donk 1967 – szétterülő kéregtapló.
- ****Perenniporia meridionalis*** Decock & Stalpers 2006 – bőrszerű kéregtapló.
- Phaeolus schweinitzii*** (Fr.) Pat. 1900 – fenyő-likacsosgomba.
- ****Phellinidium ferrugineofuscum*** (P. Karst.) Fiasson & Niemelä 1984 [= *Phellinus ferrugineofuscus* (P. Karst.) Bourdot & Galzin 1932] – rozsdavörösszélű fekvőtapló.
- Phellinopsis conchata*** (Pers.) Y.C. Dai 2010 [= *Phellinus conchatus* (Pers.) Quél. 1886] – vékony tapló.
- Phellinus igniarius*** (L.) Quél. 1886 – parázstapló.
- Phellinus laevigatus*** (P. Karst.) Bourdot & Galzin 1928 – sötétbarna fekvőtapló.
- Phellinus nigricans*** (Fr.) P. Karst. 1899 – nincs magyar neve.
- Phellinus pomaceus*** (Pers.) Maire 1933 [= *Phellinus tuberculatus* Niemelä 1982] – szilva-tapló.
- Phellinus rhamnii*** (Bondartseva) H. Jahn 1967 – nincs magyar neve.
- Phellinus tremulae*** (Bondartsev) Bondartsev & P.N. Borisov 1953 – nyárfa-tapló.
- Phylloporia ribis*** (Schumach.) Ryvarden 1978 [= *Phellinus ribis* (Schumach.) Quél. 1886] – ribizke-tapló.
- Picipes badius*** (Pers.) Zmitr. & Kovalenko 2016 [= *Polyporus badius* (Pers.) Schwein 1832] – fényes likacsosgomba.
- Picipes melanopus*** (Pers.) Zmitr. & Kovalenko 2016 [= *Polyporus melanopus* (Pers.) Fr. 1821] – feketelábú likacsosgomba.
- Picipes rhizophilus*** (Pat.) J.L. Zhou & B.K. Cui 2016 [= *Polyporus rhizophilus* Pat. 1894] – gyepi likacsosgomba.
- Podofomes mollis*** (Sommerf.) Gorjón 2020 [= *Datronia mollis* (Sommerf.) Donk 1966] – hanyattfekvő egyrétűtapló.
- Polyporus tuberaster*** (Jacq. ex Pers.) Fr. 1821 – olaszgomba.
- Polyporus umbellatus*** (Pers.) Fr. 1821 [= *Cladomeris umbellata* (Pers.) Quél. 1886] – túskegomba.
- Porodaedalea pini*** (Brot.) Murrill 1905 [= *Phellinus pini* (Brot.) Pilát 1941] – fenyő-tapló.
- ****Porotheleum fimbriatum*** (Pers.) Fr. 1818 – telepes réteggomba.
- Postia immitis*** (Peck) Niemelä 2009 [= *Leptoporus immitis* (Peck) Pilát 1938] – nincs magyar neve.
- Postia lactea*** (Fr.) P. Karst. 1881 [= *Tyromyces lacteus* (Fr.) Murrill 1907] – tejfehér likacsosgomba.
- ****Postia tephroleuca*** (Fr.) Jülich 1982 – szürkésfehér likacsosgomba.
- ****Pouzaroporia subrufa*** (Ellis & Dearn.) Vampola 1992 [= *Ceriporiopsis subrufa* (Ellis & Dearn.) Ginns 1984] – lazacszínű kéreggomba.
- Pseudoinonotus dryadeus*** (Pers.) T. Wagner & M. Fisch. 2001 [= *Inonotus dryadeus* (Pers.) Murrill 1908; ≡ *Xanthochrous dryadeus* (Pers.) Z. Igmándy 1966] – könnyező rozsdástapló.
- ****Ptychogaster albus*** Corda 1838 [= *Postia ptychogaster* (F. Ludw.) Westerh. 1996] – fehér vánkosgomba.
- ****Pycnoporellus fulgens*** (Fr.) Donk 1971 – aranyos likacsosgomba.
- Pycnoporus cinnabarinus*** (Jacq.) P. Karst. 1881 [= *Trametes cinnabarina* (Jacq.) Fr. 1849] – cinóbertapló.

- ***Raduliporus aneirinus** (Sommerf.) Spirin & Zmitr. 2006 [= *Ceriporiopsis aneirina* (Sommerf.) Domański 1963] – nincs magyar neve.
- Resiniporus resinascens** (Romell) Zmitr. 2018 [= *Ceriporiopsis resinascens* (Romell) Domański 1963] – nyárfa-kéreggomba.
- Rhodonía placenta** (Fr.) Niemelä, K.H. Larss. & Schigel 2005 [= *Postia placenta* (Fr.) M.J. Larsen & Lombard 1986] – rózsás kéreggomba.
- Rigidoporus populinus** (Schumach.) Pouzar 1966 [= *Oxyporus populinus* (Schumach.) Donk 1933] – lépcsőzetes kéregtapló.
- Rigidoporus ravidus** (Fr.) Pouzar 1966 [= *Oxyporus ravidus* (Fr.) Bondartsev & Singer 1941] – csoportos kéregtapló.
- ***Rigidoporus ulmarius** (Sowerby) Imazeki 1952 – szilfa-tapló.
- Sanguangporus pilatii** (Černý) Tomšovský 2015 [= *Phellinus pilatii* Černý 1968] – Pilát taplója.
- Sidera lenis** (P. Karst.) Miettinen 2011 [= *Antrodia lenis* (P. Karst.) Ryvarden 1973; *Skeletocutis lenis* (P. Karst.) Niemelä 1991] – sárga kéreggomba.
- ***Sistotrema confluens** Pers. 1794 – nyeles fogasgeregben.
- Skeletocutis alutacea** (J. Lowe) Jean Keller 1979 [= *Fibuloporia alutacea* (J. Lowe) M.P. Christ. 1960] – nincs magyar neve.
- Skeletocutis amorpha** (Fr.) Kotl. & Pouzar 1958 – narancspórusú likacsosgomba.
- ***Skeletocutis carneogrisea** A. David 1982 – nincs magyar neve.
- ***Skeletocutis papyracea** A. David 1982 [= *Incrustoporia papyracea* (A. David) Zmitr. 2018] – nincs magyar neve.
- Skeletocutis semipileata** (Peck) Miettinen & A. Korhonen 2018 [= *Skeletocutis nivea* s. auct.] – szegett likacsosgomba.
- Skeletocutis tschulymica** (Pilát) Jean Keller 1979 – aprócsöves likacsosgomba.
- Somion delectans** (Peck) Vlasák & Spirin 2023 [= *Spongipellis delectans* (Peck) Murrill 1907; = *Pseudospongipellis delectans* (Peck) Y.C. Dai & Chao G. Wang 2022] – sárgásfehér likacsosgomba.
- Somion litschaueri** (Lohwag) Vlasák & Spirin 2023 [= *Spongipellis litschaueri* Lohwag. 1931; *Pseudospongipellis litschaueri* (Lohwag) Y.C. Dai & Chao G. Wang 2022] – fehér csertapló.
- Spongipellis spumea** (Sowerby) Pat. 1887 [= *Sarcodontia spumea* (Sowerby) Spirin 2001] – lombfa-likacsosgomba.
- Spongiporus balsameus** (Peck) A. David 1980 [= *Postia balsamea* (Peck) Jülich 1982] – nincs magyar neve.
- Steccherinum lacerum** (P. Karst.) Kotir. & Saaren. 2009 [= *Junghuhnia lacera* (P. Karst.) Niemelä & Kinnunen 2001] – nincs magyar neve.
- Steccherinum nitidum** (Pers.) Vesterh. 1996 [= *Junghuhnia nitida* (Pers.) Ryvarden 1972] – Hajlékony kéreggomba.
- Szczepkamyces campestris** (Quél.) Zmitr. 2018 [= *Dichomitus campestris* (Quél.) Dom. & Orlicz. 1966] – mezei egyrétűtapló.
- Trametes betulina** (L.) Pilát 1939 [= *Lenzites betulinus* (L.) Fr. 1838] – fakó lemezestapló.
- Trametes gibbosa** (Pers.) Fr. 1838 – púpos egyrétűtapló.
- Trametes hirsuta** (Wulfen) Lloyd 1924 – borostás egyrétűtapló.
- Trametes ochracea** (Pers.) Gilb. & Ryvarden 1987 [= *Trametes multicolor* (Schaeff.) Jülich 1982] – öves egyrétűtapló.
- Trametes pubescens** (Schumach.) Pilát 1939 – bársonyos egyrétűtapló.



- Trametes suaveolens*** (L.) Fr. 1838 – áizstapló.
Trametes versicolor (L.) Lloyd 1920 – lepketapló.
Trametopsis cervina (Schwein.) Tomšovský 2008 – őztapló.
 ****Trechispora mollusca*** (Pers.) Liberta 1974 – vattás kéreggomba.
Tyromyces chioneus (Fr.) P. Karst. 1881 – foszlós likacsosgomba.
Vanderbylia fraxinea (Bull.) D.A. Reid 1973 [= *Perenniporia fraxinea* (Bull.) Ryvarden 1978] – köris-tapló.
Xylodon flaviporus (Berk. & M.A. Curtis ex Cooke) Riebesehl & Langer 2017 [= *Schizopora flavipora* (Berk. & M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden; = *Schizopora carneolutes* (Rodway & Cleland) Kotl. & Pouzar] – sárgapórusú kéreggomba.
Xylodon paradoxus (Schrad.) Chevall. 1826 [*Schizopora paradoxa* (Schrad.) Donk 1967] – változékony kéreggomba.
 ****Xylodon raduloides*** Riebesehl & Langer 2017 [= *Schizopora radula* (Pers.) Hallenb. 1983] – nincs magyar neve.

ÖSSZEFOGLALÁS

Az aktualizált fajlista 194 taplógombafajt tartalmaz. A hazai taplógombák fajsámát tovább növelik azok a taxonok, amelyek szerepelnek internetes adatbázisokban (pl. MIGE, Fungexpo), ám formálisan még nem kerültek tudományos közlésre (például *Pseudotrachaptum laricinum*, *Tyromyces kmetii*). A *Yuchengia narymica* termőtestének első hazai előfordulása szintén csak szakdolgozat formájában lett dokumentálva a Vértesből (lásd. Joó Barbara, 2018), jelenlétét azonban Geml (2019) is kimutatta az Északi-középhegység területéről, a Tarna-patak völgyéből származó talajminták környezeti DNS-alapú vizsgálata során. Ezekon kívül több olyan taplófaj is ismert, amelyek hazai előfordulását már sikerült igazolni molekuláris genetikai vizsgálatokkal, azonban ezek eredményei egyelőre még nem kerültek publikálásra.

A hazai taplógomba-diverzitás alaposabb megismeréséhez szisztematikus genetikai vizsgálatokra lenne szükség, amelyek a korábbi minták revidálása mellett nemcsak a morfológiai bélyegek alapján nehezen azonosítható ritka fajok meghatározását, hanem kriptikus fajok kimutatását is lehetővé tennék. Ez utóbbiakra jó példát szolgáltat a *Heterobasidion* nemzetség, amelynek korábbi hazai vizsgálatok alapján vélhetően három faja is előfordul Magyarországon. Pagony és Szántó (1995, 1996) a nemzetközi szakirodalomban (Korhonen 1978, Capretti et al. 1990) korábban már elkülönített biotípusok hazai elterjedését vizsgálták. A *Pinus* fajokról kizárólag a P-típust tudták izolálni, míg *Picea* esetében egyaránt megjelent a P- és az S-típus. Az *Abies* esetében kimutatták az S- és az F-típust is, utóbbi kizárólag ezen a gazdanövényen fordult elő. Vizsgálataik alapján megállapították, hogy hazánkban mindhárom ökotípus jelen van. Niemelä és Korhonen (1998) az F- és az S-típusokat önálló fajként írták le: az F-típus a *Heterobasidion abietinum*, míg az S-típus a *H. parviporum* nevet kapta; a P-típus megőrizte korábbi nevét: *H. annosum* sensu stricto. Egy másik, nagy valószínűséggel hazánkban is előforduló kriptikus faj a *Fomes inzengae*, amely kizárólag morfológiai bélyegek alapján nem különíthető el megbízhatóan a *F. fomentarius*-tól (Peintner et al. 2019). Egy dél-morvországi (Csehország) térségben végzett vizsgálat – ahol a két faj szimpatikusán fordul elő – kimutatta, hogy a *F. inzengae* síkvidéki, míg a *F. fomentarius* magasabban fekvő, bükkös erdőkhöz kötődő élőhelyeket preferál (Tomšovský et al. 2023). A korábbi fungáriumi minták integratív taxonómiai módszerekkel történő vizsgálata várhatóan tovább bővíti a hazánkban ismert taplógombafajok körét, amelyhez értékes kiegészítő adatokat nyújthat Igmándy gyűjteményének eddig meghatározatlan

példányain végzett célzott vizsgálat is. Utóbbira jó példa Palla et al. (2019) munkája, amelyben egy 1959-ben, erdeifenyőről gyűjtött, korábban azonosítatlan minta (fung. Z. Igmándy 1131) alapján sikerült igazolni az *Onnia triquetra* hazai előfordulását. A korábbi határozások revidálása során egyes taxonok esetében a szubsztrátum kiemelt jelentőséggel bírhat. Igmándy *Inonotus obliquus*-ként azonosított példányai között egy szifáról (*Ulmus*) gyűjtött minta is megtalálható (Igmándy 1981, Szabó 2012), ami előzetes vizsgálatok alapján valószínűsíthető, hogy azonos a Corfixen (1990) által leírt *I. ulmicola* fajjal.

Vannak azonban olyan publikált taxonok is, melyeket Igmándy idejében még önálló fajként tartottak számon, ám a későbbi genetikai vizsgálatok ezek összevonását indokolták. A *Daedaleopsis tricolor*, amely makromorfológiai bélyegek alapján jól elkülöníthető a *D. confragosa*-tól, ITS- és multigénos filogenetikai vizsgálatok alapján nem mutat faji szintű elkülönülést (Koukol et al. 2014, Mentrída és Krisai-Greilhuber 2015). Az újabb eredmények tükrében egyes, Magyarországról publikált fajok taxonómiai megalapozottsága kérdéses, elsősorban a határozás módszertani háttere, illetve a fungáriumi példányok hozzáférhetőségének korlátai miatt. Rimóczi et al. (2009) a Bátorligeti Ósláp területéről közölték az *Antrodiella semisupina* előfordulását. Ez a faj azonban Észak-Amerikából származó típuspéldány alapján került leírásra, és eddig nem ismert hiteles európai adata (Miettinen et al. 2006, 2012). Korábban az *A. semisupina* nevet több európai *Antrodiella* fajra is alkalmazták (például *A. faginea*, *A. pallescens*), ezért a közlést megalapozó fungáriumi példány vizsgálata nélkül, kizárólag a szerzők által megadott leírásra alapozva a határozás revidálása nem lehetséges. A jelenlegi fajlistában szerepel néhány olyan faj is (pl. *Antrodiella foliaceodontata*, *Boletopsis subsquamosa*, *Jahnporus hirtus*, *Osteina undosa*, *Phellinus nigricans*, *Postia immitis*, *Raduliporus aneirinus*), amelyek hazai előfordulásának megerősítéséhez a vonatkozó fungáriumi példányok felülvizsgálata indokoltan tűnik. Ez érvényes a *Pycnoporellus fulgens* fajra is, amelyet Rimóczi et al. (1997) közölt tölgy–kőris–szil ligeterdőből, és amelyre ez idáig ez az egyetlen publikált hazai adat áll rendelkezésre. Ennek az adatnak a hitelességét megkérdőjelezi, hogy a *P. fulgens* Európában elsősorban idős, lucfenyő-domináns erdőkben fordul elő (Niemelä 1980, Piątek 2003, Bernicchia és Gorjón 2020). Ennek a fajnak Magyarországról jelenleg egyetlen, genetikai vizsgálatokkal is megerősített, ám még nem publikált további előfordulása ismert, a bükk-vidéki Jávorkúti Ósfenyves területéről, ahol nagyméretű lucrönkökről került elő.

Bár Igmándy Zoltán idejében a taplógombák elsősorban, mint farontó gombák és erdészeti kórokozók kerültek a figyelem középpontjába, később természetvédelmi jelentőségük is egyre inkább fontossá vált, elsősorban az erdők természetességének indikátoraiként betöltött szerepük révén (pl. Folcz és Papp 2014, Kutszegi és Papp 2016). A taplógombák jelentőségét tovább növeli, hogy világszerte egyre nagyobb érdeklődés övezi azokat a gombákat, amelyek bioaktív vegyületeik révén potenciális egészségügyi vagy gyógyászati felhasználásra alkalmasak. Az utóbbi években hazánkban is megkezdődtek a taplógombák gyógyászati célú vizsgálatai, valamint kémiai összetételük és bioaktív vegyületeik feltárása (pl. Sárközy et al. 2020, Béni et al. 2021, Garádi et al. 2021, Felegyi et al. 2023, Suratno et al. 2025). A hazai taplógombák fajgazdagságának minél teljesebb ismerete tehát nemcsak növénykórtani és természetvédelmi, hanem humánegészségügyi szempontból is egyre fontosabb kutatási területté vált. A jelen munka célja e tudásbázis rendszerezése és frissítése volt, amelyre a jövő kutatásai tovább építhetnek. Bízom benne, hogy Igmándy Zoltán hazai taplógombakutatásban hátrahagyott öröksége nemcsak hozzájárul a hazai mikológiai és erdészeti tudomány fejlődéséhez, hanem ösztönzést is ad a jövő erdész- és mikológusgenerációinak a taplógombák sokoldalú, interdiszciplináris vizsgálatához a következő évtizedekben.



1. ábra: Gyűjtőúton a Beszkidekben (1961. május). A kép bal oldalán Alois Černý (1929–2017) cseh mikológus, középen Igmándy Zoltán látható. (Ismeretlen fotós – a képet Igmándy György bocsátotta rendelkezésre)



2. ábra: Igmándy Zoltán tapló termőtestet tanulmányoz (Ismeretlen fotós – a képet Igmándy György bocsátotta rendelkezésre)



3. ábra: a: *Pseudotrichaptum laricinum*; b: *Tyromyces kmetii*; c, d: *Yuchengia narymica*; e: *Daedaleopsis confragosa* var. *tricolor*; f: *Pycnoporellus fulgens*. (a,b: ©Benkő Gábor; c-f: ©Papp Viktor).

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Albert L., Bratek Z., Dima B., Jakucs E., Jancsó G., Papp V. et al. 2017: Latin–magyar / magyar–latin gombanévjegyzék. Mikológiai Közlemények, Clusiana 54 (1–2): 5–165.
- Albert L. & Dima B. 2007: Ritka nagygombafajok (Basidiomycetes) előfordulása Magyarországon II. Mikológiai Közlemények, Clusiana 46 (1): 5–28.
- Benedek L. 2002: Nagygombák a Pilis- és a Visegrádi-hegységből. Mikológiai Közlemények, Clusiana 41 (2–3): 3–34.
- Benedek L. 2011: A Központi-Börzsöny nagygombái: fungisztikai, szünbiológiai és természetvédelmi értékelés. Doktori (PhD) értekezés, kézirat. Kertészettudományi Doktori Iskola, Budapest.
- Béni Z., Dékány M., Sárközy A., Kincses A., Spengler G., Papp V. et al. 2021: Triterpenes and phenolic compounds from the fungus *Fuscoporia torulosa*: isolation, structure determination and biological activity. Molecules 26 (6): 1657.
- Bernicchia A. & Gorjón S. 2020: Polypores of the Mediterranean region. Romar, Gessate 904 p.
- Capretti P., Korhonen K., Mugnai L. & Romagnoli C. 1990: An intersterility group of *Heterobasidion annosum* specialized to *Abies alba*. European Journal of Forest Pathology 20 (4): 231–240.
- Corfixen P. 1990: A new species of *Inonotus* (*Hymenochaetaceae*) from Scandinavia. Nordic Journal of Botany 10 (4): 451–455.
- Felegyi K., Garádi Zs., Rácz B., Toth G., Papp V., Boldizsár I. et al. 2023: Polyporenic acids from the mushroom *Buglossosporus quercinus* possess chemosensitizing and efflux pump inhibitory activities on Colo 320 adenocarcinoma cells. Journal of Fungi 9 (9): 923.
- Folcz Á. & Papp V. 2014: Az erdei holtfa gombavilága; In: Csóka Gy., Lakatos F. (eds.): *Silva Naturalis* V., A Holtfa; 49–74.
- Garádi Zs., Dékány M., Móricz Á., Gaál A., Papp V., Béni Sz., Ványolós A. 2021: Antimicrobial, antioxidant and antiproliferative secondary metabolites from *Inonotus nidus-pici*. Molecules 26 (18): 5453.
- Geml J. 2019: Soil fungal communities reflect aspect-driven environmental structuring and vegetation types in a Pannonian forest landscape. Fungal Ecology 39: 63–79.
- Igmándy Z. 1956: Adatok a Kárpát-medence Polyporaceae flórájához. I.: Herbáriumi adatok a *Fomes officinalis* (Vill.) Neuman előfordulásához. II.: A *Grifola ossea* (Kalchbr.) Pilát előfordulása a Kárpát-medencében. Botanikai Közlemények 46: 306.
- Igmándy Z. 1957: Adatok a Kárpát-medence Polyporaceae flórájához III.: A *Leptoporus litschaueri* (Lohweg) Pilát előfordulása hazánkban. Botanikai Közlemények 47: 101–103.
- Igmándy Z. 1958: Sopron és környékének gombái / I. Polyporaceae (taplófélék). Soproni Szemle 12 (2): 119–135.
- Igmándy Z. 1965: Magyarország taplógombái I. (Polypori Hungariae I.). Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos Közleményei 1965 (1–2): 201–221.
- Igmándy Z. 1968a: Die Porlinge Ungarns und ihre phytopathologische Bedeutung II. (Polipori Hungariae II.). Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae 3 (2): 221–239.
- Igmándy Z. 1968b: Die Porlinge Ungarns und ihre phytopathologische Bedeutung III. (Polipori Hungariae III.). Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae 3 (3): 349–359.
- Igmándy Z. 1970: Die Porlinge Ungarns und ihre phytopathologische Bedeutung IV. (Polipori Hungariae IV.). Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae 5 (2–4): 279–301.
- Igmándy Z. 1981: Hazánk csövestapló (Polyporaceae s.l.) flórája és a fajok növénykórtani jelentősége. MTA Disszertáció, Budapest. 159 p.
- Igmándy Z. 1982: Fafajaink csövestaplói (Polyporaceae s.l.). Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos Közleményei 1982 (1): 5–24.
- Igmándy Z. 1984: Vas megye csövestapló (Polyporaceae s.l.) flórája. Savaria, a Vas Megyei Múzeumok Értesítője 1983–1984 (17–18): 27–49.
- Igmándy Z. 1987: Schulzer hazánkban gyűjtött csövestaplóinak (Polyporaceae s.l.) revíziója. Mikológiai Közlemények 1987 (2–3): 102–108.
- Igmándy Z. 1991: A magyar erdők taplógombái. Akadémiai Kiadó, Budapest. 112 p.
- Korhonen K. 1978: Intersterility groups of *Heterobasidion annosum*. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 94 (6): 1–25.
- Koszka A. & Papp V. 2020: *Aurantiporus croceus*, a flagship species of the European fungal conservation is re-discovered after half century in Hungary. Acta Biologica Plantarum Agriensis 8 (1): 40–52.
- Koszka A. 2023: A Vértes gombavilága II. Magánkiadás, 453 p.
- Koukol O., Kotlaba F. & Pouzar Z. 2014: Taxonomic evaluation of the polypore *Daedaleopsis tricolor* based on morphology and molecular data. Czech Mycology 66(2): 107–119.
- Kutszegi G. & Papp V. 2016: Erdőgazdálkodási javaslatok a nagygombák funkcionális és faji sokféleségének megőrzésére. In: Korda M. (eds.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére: Tanulmánygyűjtemény, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest: 33–56.

- Li Y., Cao Y.-F., Nakasone K. K., Liu S.-L., Huang M.-R. & He S.-H. 2025: Species diversity, taxonomy, multi-gene phylogeny, and divergence times of *Meruliaceae* (Polyporales, Basidiomycota). *Mycology* 1–42.
- Liu S., Shen L. L., Xu T. M., Song C. G., Gao N., Wu D. M. et al. 2023: Global diversity, molecular phylogeny and divergence times of the brown-rot fungi within the Polyporales. *Mycosphere* 14(1): 1564–1664.
- Lukács Z. 2010: Újabb adatok Magyarország gombavilágához IV. Mikológiai Közlemények, Clusiana 49(1–2): 79–119.
- Lukács Z., Nyilas I., Bathó A., Gábor E. & Polgári J. 2001: Gombakutatások az Őrségben a Zala megyei Csödén, illetve a szomszédos Vas megye néhány településének környékén. Mikológiai Közlemények, Clusiana 40 (1–2): 77–88.
- Mentrida S. & Krisai-Greilhuber I. 2015: Molecular evaluation of species delimitation and barcoding of *Daedaleopsis confragosa* specimens in Austria. *Österreichische Zeitschrift für Pilzkunde / Austrian journal of Mycology* 24: 173–179.
- Miettinen O., Niemelä T. & Spirin W. 2006: Northern *Antrodia* species: the identity of *A. semisupina*, and type studies of related taxa. *Mycotaxon* 96: 211–239.
- Miettinen O., Larsson E., Sjökvist E. & Larsson K. H. 2012: Comprehensive taxon sampling reveals unaccounted diversity and morphological plasticity in a group of dimitic polypores (Polyporales, Basidiomycota). *Cladistics* 28: 251–270.
- Niemelä T. 1980: On Fennoscandian polypores 7. The genus *Pycnoporellus*. *Karstenia* 20: 1–15.
- Niemelä T. & Korhonen K. 1998: Taxonomy of the genus *Heterobasidion*. In: Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R. & Hüttermann A. (eds.): *Heterobasidion annosum*. Biology, Ecology, Impact and Control. Wallingford, UK: CAB International, 27–33.
- Pagony H. & Szántó M. 1995: Előzetes adatok a gyökérrontó tapló (*Heterobasidion annosum* [Fr.] Bref.) magyarországi intersteril csoportjairól. *Erdészeti Kutatások* 85: 151–167.
- Pagony H. & Szántó M. 1996: Adatok a gyökérrontó tapló biotípusainak hazai előfordulásáról. Mikológiai Közlemények 35 (1–2): 9–20.
- Palla B., Borsicki I., Lukács Z. & Papp V. 2019: *Onnia triquetra* (Pers.) Imazeki, a pine associated polypore species reported for the first time from Hungary. *Acta Biologica Plantarum Agriensis* 7 (1): 42–54.
- Palla B. 2024: Bazídiumos nagygombák taxonómiai, chorológiai és ökológiai vizsgálata magyarországi *Pinus* állományokban. Doktori (PhD) értekezés, Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, 244 p.
- Papp V. 2012: *A Frantisekia mentschulensis* első magyarországi előfordulása. Mikológiai Közlemények, Clusiana 51 (2): 181–186.
- Papp V. 2014: *Postia alni* Niemelä & Vampola (Basidiomycota, Polyporales) – member of the problematic *Postia caesia* complex – has been found for the first time in Hungary. *Biodiversity Data Journal* 2:e1034.
- Papp V. 2015: A Juhdöglő-völgy Erdőrezervátum lignikol bazídiumos nagygombáinak taxonómiája és természetvédelmi helyzete. Doktori (PhD) értekezés. 211 p.
- Papp V., Dima B., Koszka A. & Siller I. 2014: *A Donkia pulcherrima* (Polyporales, Basidiomycota) első magyarországi előfordulása és taxonómiai értékelése. Mikológiai Közlemények, Clusiana 53 (1–2): 43–53.
- Papp V. 2024: A new pathogenic polypore on urban trees: The first record of *Rigidoporus ulmarius* (Rigidoporaceae, Hymenochaetales) in Hungary. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica* 59 (1): 74–80.
- Papp V. & Dima B. 2017: *Favolus gracilisporus* (Polyporaceae, Basidiomycota), an East Asian polypore species new to the European mycobiota. *Mycosphere* 8 (6): 1177–1184.
- Papp V. & Dima B. 2018: New systematic position of the threatened old-growth forest polypore *Aurantiporus alborubescens* (Meruliaceae, Basidiomycota) based on morphology and multigene phylogenetic analyses. *Mycological Progress* 17 (3): 319–332.
- Papp V. & Szabó I. 2013: Distribution and host preference of poroid basidiomycetes in Hungary I. – *Ganoderma*. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 9: 71–83.
- Peintner U., Kuhnert-Finkemagel R., Wille V., Biasioli F., Shiryayev A. & Perini C. 2019: How to resolve cryptic species of polypores: an example in *Fomes*. *IMA Fungus* 10: 17.
- Piątek M. 2003: Notes on Polish polypores. 3. Four rare species of old-growth forests. *Polish Botanical Journal* 48 (2): 131–144.
- Rimóczi I., Máté J. & Lenti I. 1997: Osztott bazídiumú- és nem lemezes nagygombák a Bátorligeti-öslápon. Mikológiai Közlemények, Clusiana 36 (2–3): 13–34.
- Rimóczi I., Benedek L. & Forstinger H. 2009: Wood-inhabiting macrofungi proposed for conservation from the Primeval Bog of Bátorliget. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 5: 19–25.
- Ryvarden L. & Melo I. 2022: Poroid fungi of Europe. 3rd revised and enlarged edition. *Synopsis Fungorum* 37. Fungiflora, Oslo. 466 p.
- Sárközy A., Béni Z., Dékány M., Zomborszki Z. P., Rudolf K., Papp V. et al. 2020: Cerebrosides and steroids from the edible mushroom *Meripilus giganteus* with antioxidant potential. *Molecules* 25 (6): 1395.
- Siller I. 2004: Hazai montán bükkös erdőrezervátumok (Mátra: Kékes Észak, Bükk: Őserdő) nagygombái. PhD disszertáció, BKÁE, 113 p.
- Siller I., Kutszegi G., Takács K., Varga T., Merényi Zs., Turcsányi G. et al. 2013: Sixty-one macrofungi species new to Hungary in Őrség National Park. *Mycosphere* 4 (5): 871–924.
- Suratno S., Várnai B., Felegyi-Tóth Cs. A., Papp V., Boldizsár I., Gáti T. et al. 2025: Chemical profile and biological activity of the hymenochaetoid mushroom *Hirschioporus fuscoviolaceus* (Agaricomycetes). *International Journal of Medicinal Mushrooms* 27 (9): 27–38.



- Szabó I. 2012: Poroid fungi of Hungary in the collection of Zoltán Igmándy. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 8: 113–122.
- Tomšovský M., Kaeochulsri S., Kudláček T. & Dálya L. B. 2023: Ecological, morphological and phylogenetic survey of *Fomes fomentarius* and *F. inzengae* (*Agaricomycetes*, *Polyporaceae*) co-occurring in the same geographic area in Central Europe. *Mycological Progress* 22: 79.
- Trecker K. & Szabó I. 2002: Farontó gombák a Ropolyi Erdőrezervátumban. *Mikológiai Közlemények*, Clusiana 41 (2–3): 67–94.
- Wu F., Zhou L.W., Vlasák J. & Dai Y.-C. 2022: Global diversity and systematics of *Hymenochaetaceae* with poroid hymenophore. *Fungal Diversity* 113: 1–192.
- Zhao H., Wu F., Maurice S., Pavlov I. N., Krutovsky K. V., Liu H.-G. et al. 2025: Large-scale phylogenomic insights into the evolution of the *Hymenochaetales*, *Mycology* 16 (2): 617–634.
- Zhou M., Dai Y.-C., Vlasák J., Liu H.-G. & Yuan Y. 2023: Revision and updated systematics of *Trichaptum* s.l. (*Hymenochaetales*, *Basidiomycota*). *Mycosphere* 14 (1): 815–917.
- Zhou H.-M., Dai Y.-C., Bian L.-S., Liu H.-G., Vlasák J. & Yuan Y. 2025: Diversity, divergence time, and biogeography of the genus *Albatrellus* (*Agaricomycetes*, *Russulales*). *Mycology* 16 (2): 738–776.

Érkezett: 2025.07.30.

Közlésre elfogadva: 2025.10.15.

A GYÉRÍTÉSEK LEHETSÉGES HATÁSA BÜKK ÁLLOMÁNYOK GENETIKAI SZERKEZETÉRE – HÁROM HOSSZÚLEJÁRATÚ, ERDŐNEVELÉSI SOR GENETIKAI ÉS FATERMÉSI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE

Cseke Klára^{1*}, Borovics Attila¹, Jagodics Anikó², Lados Botond Boldizsár¹, Nagy László¹, Benke Attila¹ és Kollár Tamás^{2*}

¹Erdészeti Tudományos Intézet, Nemesítési Osztály, Soproni Egyetem

²Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály, Soproni Egyetem

Kivonat

Vizsgálatunkban három hosszúlejárta bükk (*Fagus sylvatica* L.) erdőnevelési kísérlet értékelését végeztük el az élőfakészlet alakulásának szempontjából, illetve a genetikai diverzitás esetleges változásainak feltárása céljából, Kőszegen, Tormaföldén, illetve Visegrádon. A kísérletben üzemi és intenzív erélyű gyérítések hatását elemeztük egy beavatkozástól mentes parcellához viszonyítva. A fatermési adatsorok alapján a 2000-es évektől kezdődően a kísérleti tervektől eltérő beavatkozások, illetve abiotikus károk nyomai is megfigyelhetőek voltak. A gyérítések hatása leginkább a tormaföldei és részben a kőszegi kísérlet parcellasorain érhető tetten.

A genetikai vizsgálatok nem igazolták, hogy gyérítés hatására csökkenne a genetikai diverzitás, az alkalmazott öt nukleáris mikroszatellit marker alapján. A tormaföldei és a kőszegi kísérlet parcellasorain az üzemi gyérítésen átesett parcellák magasabb vagy közel azonos genetikai diverzitási értékekkel rendelkeznek, mint a kontroll. Kőszeg esetében a két kezelt parcella mutat nagyobb fokú genetikai hasonlóságot, míg Tormaföldén az üzemileg gyérített és a kontroll parcella áll egymáshoz közelebb. A visegrádi parcellasor mind a fatermés alakulása szempontjából, mind a genetikai mintázat tekintetében nehezen értékelhetőnek bizonyultak. A genetikai diverzitás regionális szinten a kőszegi állományban volt a legmagasabb, a visegrádban pedig a legalacsonyabb.

Kulcsszavak: bükk, *Fagus sylvatica* L., gyérítés, fatermés, genetikai diverzitás

THE EFFECT OF THINNING ON THE GENETIC STRUCTURE OF BEECH STANDS - A GENETIC AND GROWTH ASSESSMENT OF THREE LONG-TERM BEECH FOREST THINNING TRIALS

Abstract

The study aimed to evaluate three long-term beech (*Fagus sylvatica* L.) forest thinning trials from the aspect of changes in forest yield and to explore putative changes in genetic diversity in the stands of Kőszeg, Tormafölde, and Visegrád. In the trials, we analyzed the effect of traditional and intensive thinning on two plots compared to a theoretically unmanaged control plot. Based on the tree yield data sets, we could trace former interventions, abiotic

Levelező szerzők/Correspondence:

Cseke Klára & Kollár Tamás, 9600 Sárvár, Várkerület 30/A; cseke.klara@uni-sopron.hu & kollar.tamas@uni-sopron.hu



damages, and in some cases, unplanned thinnings, especially from the 2000s onwards. The thinning effect on tree yield can adequately be evaluated on the plots of Tormafölde and partly in Kőszeg.

The comparative analysis of the genetic diversity of the differently managed plots did not prove that genetic diversity would decrease due to thinning. In the trials of Tormafölde and Kőszeg, plots with the traditional thinning have almost the same or even higher genetic diversity values as the control plot. In the case of the trial in Kőszeg, the two treated plots show higher degree of genetic similarity, while in Tormafölde, the traditionally thinned and the control plots are genetically closer to each other. The plots of Visegrád were not interpretable from both the view of timber production changes and genetic patterns. The genetic diversity at the regional level was the highest in the forest stand of Kőszeg and the lowest in Visegrád.

Keywords: European beech, *Fagus sylvatica* L., thinning, yield, genetic diversity

BEVEZETÉS

A klímaváltozás által veszélyeztetett bükkösök sorsa bő három évtizede foglalkoztatja mind a hazai, mind az európai szakmai közönséget (Frýdl et al. 2010; Führer et al. 2016; Janik et al. 2016; Somogyi 2016; Gálos & Somogyi 2017). A hazai állományok részaránya a klímamodellek alapján biztosan csökkenni fog (Illés & Móricz 2022), ugyanakkor élénk szakmai vita zajlik egyes állományok, régiók kapcsán a fajokban rejlő valós potenciálról, a helyi állományok alkalmazkodóképességéről és lehetséges túlélési stratégiáiról. A középhegységeink felső zónájától a délnyugat-magyarországi dombvidékekig megtalálható hazai bükkösök szinte kivétel nélkül a fajok elterjedésének szárazsági peremén léteznek (Cúcz et al. 2013), a bükkre jellemző magassági elterjedési limitet pedig a fajok hazánkban nem is éri el. Az állományok genetikai mintázatáról, továbbá az elhelyezkedésükből fakadó, esetleges genetikai sajátosságairól, nincsenek részletes ismereteink, illetve csak nagyon korlátozott mértékben áll rendelkezésünkre információ (Höhn et al. 2021).

A Soproni Egyetemhez tartozó Erdészeti Tudományos Intézet (továbbiakban ERTI) hosszúlejratú tartamkísérletei az 1950-es, 1960-as években indultak, elsősorban faterméstani kutatási céllal, jellemzően 20-25 éves állományokban (Kollár & Borovics 2021). A fő állományalkotó fajokaink (kocsánytalan tölgy, bükk, kocsányos tölgy) esetében az ország minden régióját lefedő parcellahálózat létesült, amelyek értékelése lehetőséget nyújtott új fatermési táblák kidolgozására (Kollár 2023). A hagyományos fatermési parcellahálózattól eltérően, a szintén a fatermési tartamkísérletek részét képező, ún. erdőnevelési kísérleti sorok olyan kísérleti területek, amelyek a kontroll (gyéřítetlen) mellett különböző eréllyel gyéřített parcellákból (kvadrátokból) épülnek fel. Az erdőnevelési beavatkozásokkal érintett parcellák között megkülönböztetünk a helyi nevelési gyakorlat szerint kezelt üzemi, és ehhez viszonyítva erősen és gyengén gyéřített, illetve bizonyos esetekben köztes állapotú parcellákat is. Az eredeti kísérleti koncepció szerint, a kontroll parcellában fakitermelés nem volt végezhető, és a holtfának is a területen kellett maradnia. Ugyanakkor, sajnálatos módon a kísérletek időtartama alatt, jellemzően a '90-es évektől kezdődően, ez a kísérleti fegyelem megszakadt, így ma már inkább a legkevésbé gyéřített parcellaként hivatkozhatunk a kontrollra. A tartamkísérletek állományainak kora mára meghaladta a 70 évet, és sok esetben elmondható, hogy olyan hatások érték az elmúlt évtizedek során - felvételezések elmaradása, sorszámok eltűnése, nem tervezett gyéřítés, beavatkozás a kontroll parcellán, biotikus és abiotikus károsítások, amelyek miatt az eredeti kísérleti rendeltetésük szerinti értékelés nehézkessé vált. Ugyanakkor épp a bükk kísérletek esetében, az itt bemutatásra kerülő három kiválasztott kísérleti helyszínen, megfigyelhető a kontinuitás az adatokban, amely a kísérlet fenntartása és többszemponútú értékelése mellett szól.

A három bükk állomány a Kőszegi-hegység, a Zalai-dombság (Göcsej) és a Visegrádi-hegység területén található, így némileg más-más növényföldrajzi, termőhelyi sajátosságokat mutatnak. A kőszegi állomány tengerszint feletti magassága alapján inkább már a szubmontán bükkösök zónájába esik, és az Alpok keleti lábán tenyészve, növényföldrajzi értelemben a kelet-alpi flóraidékhez tartozik. A Tormafölde mellett található zalai állomány ugyanakkor szinte síkvidéki bükkösnek tekinthető, illír jegyeket viselő állomány. A harmadik, Visegrád térségében lévő állomány a Dunántúli-középhegység és az Északi-középhegység flóraidékének találkozási zónájában helyezkedik el (Soó 1964). Ugyanakkor a bükk európai léptékű földrajzi-genetikai vizsgálataiból egy olyan mintázat rajzolódik ki, amely alapján a déli refúgium területeket leszámítva, Európa nagy részére jellemző, domináns haplotípust tekinthetjük a hazai állományokban is általánosnak (Magri et al. 2006). Ez a nagyléptékű, kiterjedt és egyeduralkodó genetikai mintázat feltételezhetőleg arra vezethető vissza, hogy a bükk esetében a legutóbbi eljegesedés utáni visszavándorlás és rekolonizáció elsősorban közép-európai másodlagos refúgiumokból indult ki, nem pedig a diverzitás megőrzéséért felelős déli területekről. Az említett kutatás alapját olyan izoenzim, illetve kloroplaszt DNS markerek képezték, amelyek alkalmasak a leszármazási útvonalak nagyléptékű visszakövetésére, ugyanakkor kis felbontóképességgel rendelkeznek.

A nukleáris eredetű mikroszatellit vagy más néven SSR (*simple sequence repeat*) markerek szintén semleges mintázatot őriznek (jellemzően nemkódoló régiókhoz köthetőek), és alkalmasak a genetikai kapcsolatok, csoportmintázatok finomabb léptékű feltárására. Egy nemzetközi kutatás (Höhn et al. 2021) hat nukleáris SSR marker alkalmazásával vizsgálta 12 európai bükk állomány genetikai mintázatát Spanyolország, Észak-Olaszország, Németország, Lengyelország, Bosznia-Hercegovina, Szlovákia, Magyarország, Dél-Románia és Bulgária területéről. A mintasorban szereplő hazai állomány szintén a Kőszegi-hegységből származott. A kutatás öt különböző genetikai klasztert tudott elkülöníteni, amiből egyértelműen kivált két déli klaszter (pireneusi és bulgáriai), és ezen kívül elkülöníthető volt az Alpok és a Kárpátok egyedi mintázata, valamint a közép-balkáni térség mintázata is. A vizsgált állományokban egyöntetűen magas genetikai diverzitás volt kimutatható, a legtöbb esetben heterozigóta többlettel. Érdekes módon a kőszegi mintaterületen jelentkezett a legmagasabb heterozigóta többlet, illetve ez az állomány rendelkezett a legtöbb allélvariánsal. A vizsgált kőszegi állományban két genetikai klaszter típusa, a balkáni és az alpesi vonal volt megtalálható, közel fele-fele arányban. Ez a kutatás előrevetíti annak a lehetőségét, hogy a sejtmagi DNS vizsgálata alapján a hazai bükk állományokban is kimutatható lesz a különböző flóraterrétegekből eredő hatás.

A helyi genetikai mintázatot befolyásoló másik fontos tényező a múltbéli antropogén hatás. Az egykori királyi központként működő visegrádi térség például, legalább a török hódoltság végéig az egyik legsűrűbben lakott terület volt a történeti Magyarországon, ami intenzív erdőhasználatot (akár erdőkielést is) feltételezhet. A Nyugat-Dunántúl erdősegeit több történeti hatás is érintette (Szakács 2022), hiszen a török korig a fennmaradt gyepterületekkel együtt szintén királyi birtok volt (erdő- és vadászbirtok), amely a török időkben jelentős hadszínterré változott, majd a török kiűzése után újra-népesedett. Ez a népesedés, a lakóterületek terjeszkedése mindig együtt járt az erdőterületek irtásával is, hogy a művelés alá vont területeket növelhessék. A legerőteljesebb hatást ugyanakkor a 18. században a hazánk egyik fő exportcikkének számító hamuzsír készítése, illetve az ezzel összefüggésben folyó mészégetés, szénégetés és üvegyártás hozta el. Bár mind a kőszegi, mind a zalai vidék az Esterházy-uradalom része volt, ugyanakkor markáns különbségek mutatkoztak a gazdálkodás minőségét illetően (Szakács 2022). A lékai központhoz közelebb eső kőszegi területeken kifejezetten haladó szellemiségű, szakszerű és tudatos erdőgazdálkodás folyt, gyakorlatilag az osztrák rendtartás nagyon korai adaptálásával. Az üvegyártás hatalmas faanyag szükségletét és emiatt



az erdőket kizsarló jellegét hamar felismerték, így ennek csak rövid ideig volt hatása az erdőkre. Nagyobb hatással inkább az itt létesült gőzüzemű fűrésztelep (*Rotes Haus*, Léka) bírt, amely a kor egyik legkorszerűbb fafeldolgozó üzemének számított, és amely nagy volumenben használta fel a környező bükkösökben kitermelt faanyagot. Az állományokat ebben az időszakban ebben a régióban jellemzően ernyős felújítással újították fel. Ezzel szemben az Esterházy-hitbizományi erdők másik része, különösen a zalai térségben, nagyrészt bérbe került, miután a hercegi hitbizomány 1858 után csődbe jutott. A bérlők a fellendülő fapiac hatására egészen kimagasló mértékű pusztítást végeztek a zalai erdőterületeken. Vétyemben (a tornaföldei terület közvetlen szomszédságában) működött a környék legjelentősebb üveghutája ekkoriban. A hamuzsír legjobb alapanyaga pedig a bükk volt (Szakács 2022).

A jelenkori genetikai struktúrát az említett növényföldrajzi, illetve antropogén hatások jelentősen befolyásolhatták. A gyérítések, mint kezelések hatását tehát ezek figyelembevételével szükséges értékelnünk. A szakirodalomban egyetlen nemzetközi kutatás áll rendelkezésünkre, amely hasonló célkitűzést fogalmazott meg és hasonló markerezési módszert, vagyis nukleáris SSR markereket alkalmazott. Buiteveld és munkatársai (2007) kutatásukban Európa öt montán bükk állományában (Északkelet-Németországban, Hollandiában, Ausztriában, Dél-Franciaországban és Olaszországban) vizsgálta a művelés hatását a genetikai diverzitás alakulására. A kutatás azzal a konklúzióval zárult, hogy az emberi beavatkozás nem csökkentette a genetikai diverzitási mutatókat a kontrollként vett, érintetlen erdőállományokhoz képest az öt helyszín egyikén sem. Egyedül a finomléptékű térbeli genetikai szerkezetben volt kimutatható egyfajta egyszerűsödés a művelés alatt álló állományokban, a komplexebb szerkezetű, természetközeli állományokéhoz képest (Piotti et al. 2013). A kutatás olaszországi helyszínén végzett, még részletesebb genetikai elemzés eredményeképpen (Paffetti et al. 2012) az derült ki, hogy ugyan a genetikai diverzitás mutatói nem csökkentek a művelt területen az érintetlen állományrészhez képest, de az összetett emberi beavatkozás (sarjztatás a 19. század végéig több ciklusban, majd ezután tudatos átalakítás alsószintű gyérítéssel és lékes felújítással) az egykori állomány finomléptékű genetikai struktúráját szinte teljesen megszüntette és homogenizálta az állományt. Ezen kívül kimutatható volt a ritka, egyedi allélok eltűnése is az emberi hatásoknak kitétt területen.

Jelen vizsgálat tárgyát egy 2000/2001 fordulóján megkezdett genetikai szempontú vizsgálat értékelése képezi, amely a három bükk erdőnevelési sor kísérleti parcelláinak genetikai szerkezetét célozta feltárni a gyérítési beavatkozások mentén. Az eredetileg tervezett izoenzim analízis ugyan nem készült el, azonban a fagyaszta tárolt rügmintákból később DNS-kivonást végeztünk és mikro-szatellit (SSR) markerekkel fejeztük be az elemzést. A jelen kutatás csak részben a 24 évvel ezelőtti állapot értékelése, még fontosabb célkitűzésünk volt, hogy a kísérletek jelenkori állapotát felmérjük és jövőbeni hasznosíthatóságukat mérlegeljük. Mindez két szakterület összekapcsolásával, a fatermési és genetikai szempontok figyelembevételével történt, bükkre vonatkozóan elsőként a hazai kutatásban. Ennek megfelelően, értékeltük a magasság és átmérő átlagok, illetve az egy hektárra vetített tőszám és fatérfogat alakulását, helyszínenként és kezelésenként, amellyel egy általános képet kaphatunk a kísérlet értékelhetőségéről a művelés szempontjából. Ezután a kiinduló lépés után végeztük el a genetikai elemzést, amely során már figyelembe vettük a kezelésekben, illetve a kísérletek egyedi történetében megfigyelhető esetleges különbségeket, anomáliákat is. Az elemzések során két alapfeltételezésből indultunk ki: 1) a különböző erélyű gyérítések hatására a fatermési mutatókban egységes tendenciák lesznek megfigyelhetőek a tőszám, fatérfogat, illetve magasság-átmérő tekintetében; 2) az egyre intenzívebb gyérítés hatására a genetikai diverzitási mutatókban csökkenés lesz megfigyelhető a kontroll parcellához viszonyítva. A vizsgálat fontos célkitűzése volt

a hosszúléjartatú tartamkísérleti hálózat újabb szempontú hasznosíthatóságának feltárása is (pl. ökológiai szempontú vizsgálatok, genetikai monitoringterületként történő hasznosítás), amelyhez elengedhetetlen az állományok háttérének többrétegű feltárása.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Mintaterületek, kísérleti elrendezés, fatermési felvételezés

A vizsgálatra három, az ERTI kezelésében álló, hosszúléjartatú erdőnevelési parcellasor került kiválasztásra a Kőszegi-hegység, a Visegrádi-hegység és a Zalai-dombság Mura-menti területén (1. ábra). A helyszínek főbb adatait az 1. táblázat foglalja össze. Mindhárom helyszínen a következő 3-3 kísérleti parcellán történt mintagyűjtés: üzemi szempontú gyérítéssel kezelt (továbbiakban üzemi), intenzív gyérítéssel kezelt (továbbiakban intenzív), illetve emberi beavatkozástól elméltileg mentes (kontroll).

A kísérleti parcellákon hosszútávú felvételezés zajlik a gyérítés hatására bekövetkező fatermési változások követésének céljából. A felvételezések a '60-as években, jellemzően 20-25 éves korban indultak, a 0,2-0,25 ha területű parcellák összes egyedének sorszámozásával és felvételi adatainak rögzítésével. A kísérletek kitézése, elindítása Mendlik Géza nevéhez köthető (Mendlik 1974, 1976). A tartamkísérlet felvételezései ötéves tervezett visszatéréssel indultak, azonban ez nem minden esetben volt megoldható. A visszatérési idő helyszínenként változó módon alakult, de átlagosan 5-6 év volt. A felvételezések során, melyek vegetációs időn kívül történnek, rögzítésre kerül a sorszámozott faegyedek fajtája, két oldali mellmagassági átmérő, magassági görbe szerkesztéséhez elegendő mennyiségű magasság adat, nevelési és magassági osztályozás minden egyes egyed esetében. Az adatbázisban ezáltal nyomon követhető a tőszám változása, illetve a fatermés alakulása.



1. ábra: A vizsgálatba vont kísérleti parcellák elhelyezkedése
Figure 1: Location of the experimental plots investigated

1. táblázat: A vizsgált kísérleti helyszínek főbb adatai
Table 1: Description of the investigated experimental sites

Erdőrészlet	Tszfm (m)	Állománytípus	Kitűzési kor	Jelen Kor* (év)	Kitűzés / első felvétel	Utolsó felvétel
Kőszeg 41/A-E	650-750	szubmontán bükkös	25	71	1966	2021
Tormafölde 11/A-B	150-250	illír bükkös	20-22	79	1965	2021
Visegrád 14/C	350-450	szubmontán bükkös	20	81	1963	2024

*2024 évre vonatkoztatott adat

A kísérleti helyszíneken a jelenkori tőszám nagy eltéréseket mutat. A visegrádi parcellák kisebb alapterületűek, illetve a nagyfokú elegyesség miatt a három parcellán már csak összesen 139 bükk egyed fordul elő. Tormaföldén ez az összesített adat 228, Kőszegen pedig 334; az utóbbi terület magas egyedszámát az állomány fiatalabb kora és a parcellák nagyobb mérete magyarázza. A kőszegi állományban még jelentős számban megtalálhatóak az egykori genetikai vizsgálatra kijelölt mintafák, ugyanakkor az idősebb tormaföldei, és még inkább a visegrádi állomány parcelláin az akkori 50 mintás merítés már csak töredékében lelhető fel.

Végezetül, azt is ki kell emelni, hogy a kísérleti parcellák nem 100% elegyarányú bükkösök. Noha a tormaföldei és kőszegi parcellák elegyaránya 87% vagy nagyobb, és az évek folyamán javult is a bükk elegyaránya, megközelítve a 100%-ot, a visegrádi terület jóval elegyesebb. Ott a kísérlet kezdetén 44-60% bükk elegyarányt jegyeztek fel, amely az évek folyamán az üzemi parcellában elérte a 90%-ot, azonban a kontroll és intenzív parcellákban 60% körüli maradt. Az állományok jellemzően záródottak. A visegrádi terület kontroll parcelláján tapasztaltunk jelentős lékesedést, mely kb. 20% záródásihiányt okozott a 2014-es felvételkor. Ugyanitt, az intenzív parcellán 10% záródásihiányt tapasztaltunk az utolsó gyérités hatására 2024-ben. Az egész visegrádi erdőtübről elmondható, hogy az erdőgazdaság örökerdőként kezeli, és már az újulatra bontás fázisában van.

Ahhoz, hogy a genetikai szerkezetben bekövetkezett esetleges változásokat leírhatjuk, az összehasonlító vizsgálathoz négy alapvető fatermési paramétert értékeltünk, a következők szerint: hektáronkénti átlagmagasság, átlagátmérő, tőszám és fatérfogat (Kollár & Borovics 2021). A vizsgálatban használt paraméterek:

- Átlagmagasság (H_g) (m): az egyes törzsek magasságának körlappal súlyozott átlaga, $H_g = \frac{g_1 \cdot h_1 + g_2 \cdot h_2 + \dots + g_n \cdot h_n}{G}$.
- Átlagátmérő (D_g) (cm): az egyes törzsek átmérőinek átlaga, kiszámítása a hektáronkénti körlapösszeg alapján történik, $D_g = \sqrt{\frac{4 \cdot G}{N \cdot \pi}}$.
- Törzsszám (N) (db/ha), a törzsek darabszáma, egy hektárra vetítve.
- Fatérfogat (V) (m^3/ha), a törzsek fatérfogatának összege, egy hektárra vetítve

Egyes állományok esetén a fatermési táblákkal való összehasonlítás céljából, körlap szerinti elegyarányral és záródás értékkel módosítottuk a törzsszám és fatérfogat adatokat 100% bükk elegyarányra és 100% záródásra való átváltáshoz. Az adatbázisban rögzített adatok megjelenítése Microsoft Excel programmal történt. A diagrammokon a legújabb bükk fatermési tábla hat fatermési osztályát és a kísérleti parcellák adatait jelenítettük meg (Kollár 2023).

Genetikai vizsgálat

2000/2001 telén parcellánként 50, véletlenszerűen kiválasztott egyedről, nyugalmi fázisban lévő rügyminta (4-5 vessző, minimum 4-5 db rüggyel) begyűjtésére került sor, amelyeket feldolgozásig $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$ -on tároltunk. A mintagyűjtés random volt, térben jól elkülönülő fákról történt és nem vette figyelembe az egyedek szociális helyzetét, illetve annak eloszlását a mintaparcellán.

A genetikai vizsgálatokra 2010-11 folyamán került sor. A DNS-extrakciót ATMA-B-protokollt követve (Dumolin et al. 1995, lásd még Bruegmann et al. 2022) végeztük el, egyedenként 5-6 tisztított rügy felhasználásával. Az extrakció sikerességét 0,5%-os agaróz gélelektroforézissel ellenőriztük. A vizsgálathoz a következő öt nukleáris mikroszatellit (nSSR) marker került kiválasztásra: FS1-15, FS1-25, FS1-03, FS3-04 (Pastorelli et al. 2003), mfc5 (Tanaka et al. 1999). A markerrégiók felszaporításához a PCR reakciót 15 μl végtérfogatban állítottuk össze, GoTaq Flexi polimeráz (Promega, Madison, WI, USA) alkalmazásával a következő összetételben: 5x GoTaq Flexi puffer, 1,5 mM MgCl_2 (kivéve FS1-15 markernél 2,5 mM), 0,2 mM dNTPmix (egyenként), 0,4 unit polimeráz enzim. A PCR programozása a következő volt: 5 perc $95\text{ }^{\circ}\text{C}$, 30 cikluson keresztül 1 perc $95\text{ }^{\circ}\text{C}$, 1 perc $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ (FS1-15, FS1-03, FS3-04, mfc5) / $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ (FS1-25), 1perc $72\text{ }^{\circ}\text{C}$, végül 8 perc $72\text{ }^{\circ}\text{C}$ záró lépésként. A fragmentanalízis ABI Prism 310-es genetikai analizátorral készült C-mátrix alkalmazásával, TAMRA 350 (ABI GeneScan) méretstandard mellett az ERTI Genetikai Laboratóriumában. Az alkalmazott mátrix három fluoreszcens jelzés használatát tette lehetővé, amellyel egy multiplex mixben elemeztük a következő négy markert (zárójelben a forward primer 5' végén található fluoreszcens jelölés): FS1-25 (TET), FS1-03 (HEX), FS3-04 (6-FAM), mfc5 (TET). Az FS1-15 (TET) marker fragmentanalízisét, mivel méretében átfedett az FS1-25-tel, külön végeztük el. Az elektroferogramok értékelése, és a nyers fragmenthosszak leolvasása a GeneMapper v3.7 szoftverrel történt.

A genotípus adatsor értékelését a GenAlEx 6.5 (Peakall & Smouse 2006, 2012) populációgenetikai elemző szoftverrel végeztük. Az elemzésekben a következő allélgyakoriság értékek alapján számított paramétereket értékeltük: allélszám (N_a), effektív allélszám (N_e), egyedi allélok száma (N_p), Shannon diverzitási index (I), megfigyelt heterozigócia (H_o), elvárt heterozigócia (H_e), illetve az előbbi kettőből levezethető fixációs index (F), amely a heterozigóták többletére vagy hiányára utalhat az egyensúlyi állapothoz képest. Következő lépésként molekuláris varianciával (AMOVA) ellenőriztük a helyszínek és parcellák közötti, illetve azokon belüli variancia alakulását 9999 újrendezést alkalmazva. Páronkénti genetikai távolság mátrixot állítottuk elő a helyszínek és parcellák összehasonlításával, majd ebből egy főkoordináta elemzéssel ábrázoltuk a parcellák egymáshoz viszonyított genetikai kapcsolatát. A Nei-féle genetikai távolságot (Nei 1978) szintén kiszámítottuk a csoportok között és ezt kiindulási távolság mátrixként felhasználva, klaszterezési eljárással egy UPGMA dendrogramon ábrázoltuk a populációk genetikai kapcsolatát. Az ábrák szerkesztéséhez az R programkörnyezetet (R Core Team 2022) használtuk; a dendrogramok elkészítéséhez a 'poppr' csomag (Kamvar et al. 2014) aboot függvényét alkalmaztuk 1000 bootstrap ismétléssel, a fa szerkesztését pedig a 'ggtree' csomag (Yu et al. 2017) segítségével végeztük.

EREDMÉNYEK

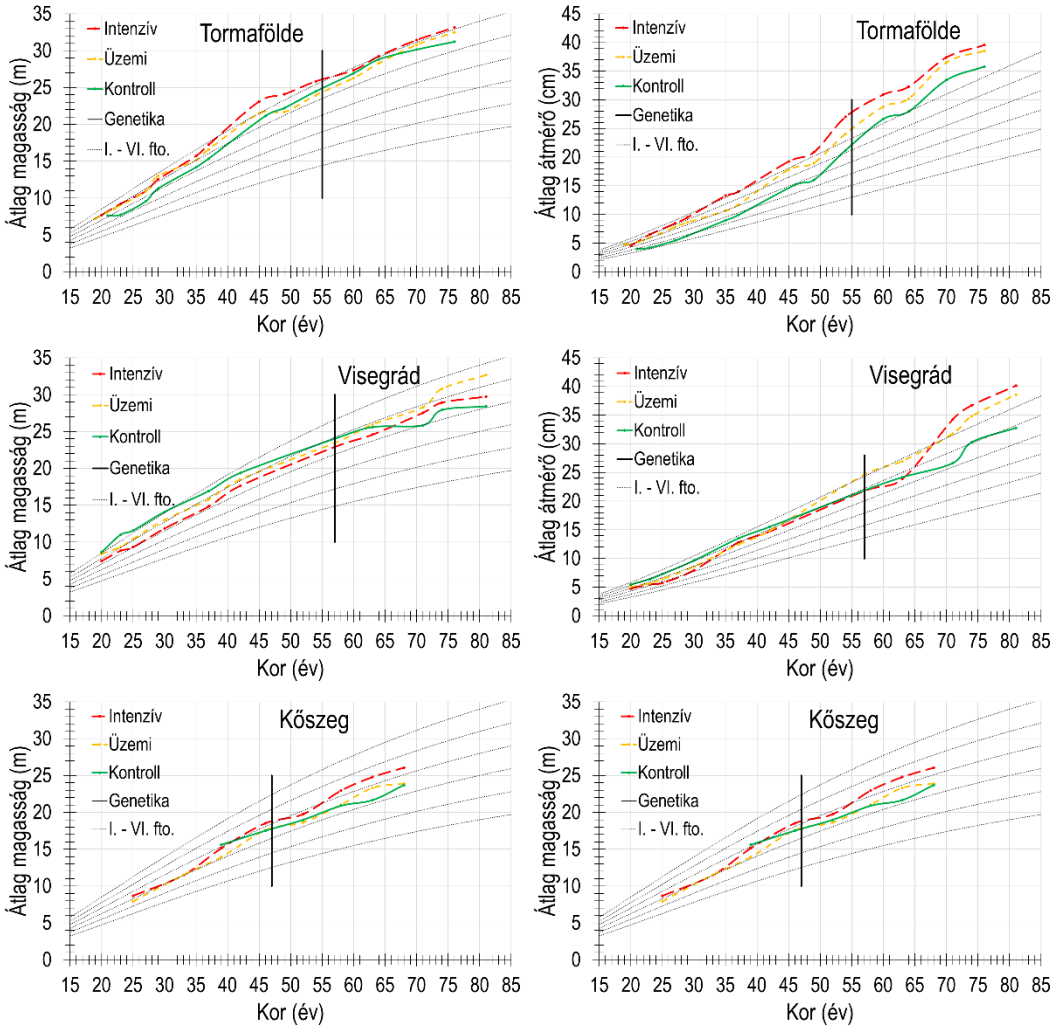
Fatermési adatok alakulása a gyérítések hatására

A kísérleti területek faterméstani változóit a legújabb bükk fatermési táblához viszonyítottuk (Kollár 2023), amelyekből a legjellemzőbb adatokat mutatjuk be. A tartamkísérlet adatsoraiból az élőállományra vonatkozó fatermési paraméterek változásának alakulását ábrázoltuk négy paraméter mentén (magasság, átmérő, tőszám, fatérfogat), a három helyszínen a két különböző gyérítési eljárás hatására a kontroll parcellával összevetve (2. és 3. ábra). A kőszegi mintaterületen a kontroll parcella adatai csak 2000-től értékelhetők, mivel a teljes parcellára vonatkoztathatóan a mintafák csak ekkor kerültek felvételezésre. Korábban ott csak kismintás felvételek történtek, melyek nem összehasonlíthatóak a teljes parcellás adatokkal. A genetikai mintavétel időpontját (2000/2001 tele) egy függőleges fekete vonal jelzi az ábrákon.

A mintaparcellák kísérleti területenként egyértelműen más fatermési osztályokba sorolhatóak, így a tormaföldi parcellák jellemzően az I-es fatermési osztályba, a viseigrádi parcellasor a II-esbe, a kőszegi parcellák pedig a III-as fatermési osztályhoz állnak közelebb. Továbbá, esetenként előfordul, hogy egy kísérleten belül az egyes parcellák eltérő fatermési osztályba tartoznak, melynek okai az erdőrészek területének nem egységes termőhelyi adottságaiban keresendők. A fatermési osztályokban megfigyelhető különbségeket az állományok magassági adatai jól szemléltetik (2. ábra, bal oldal).

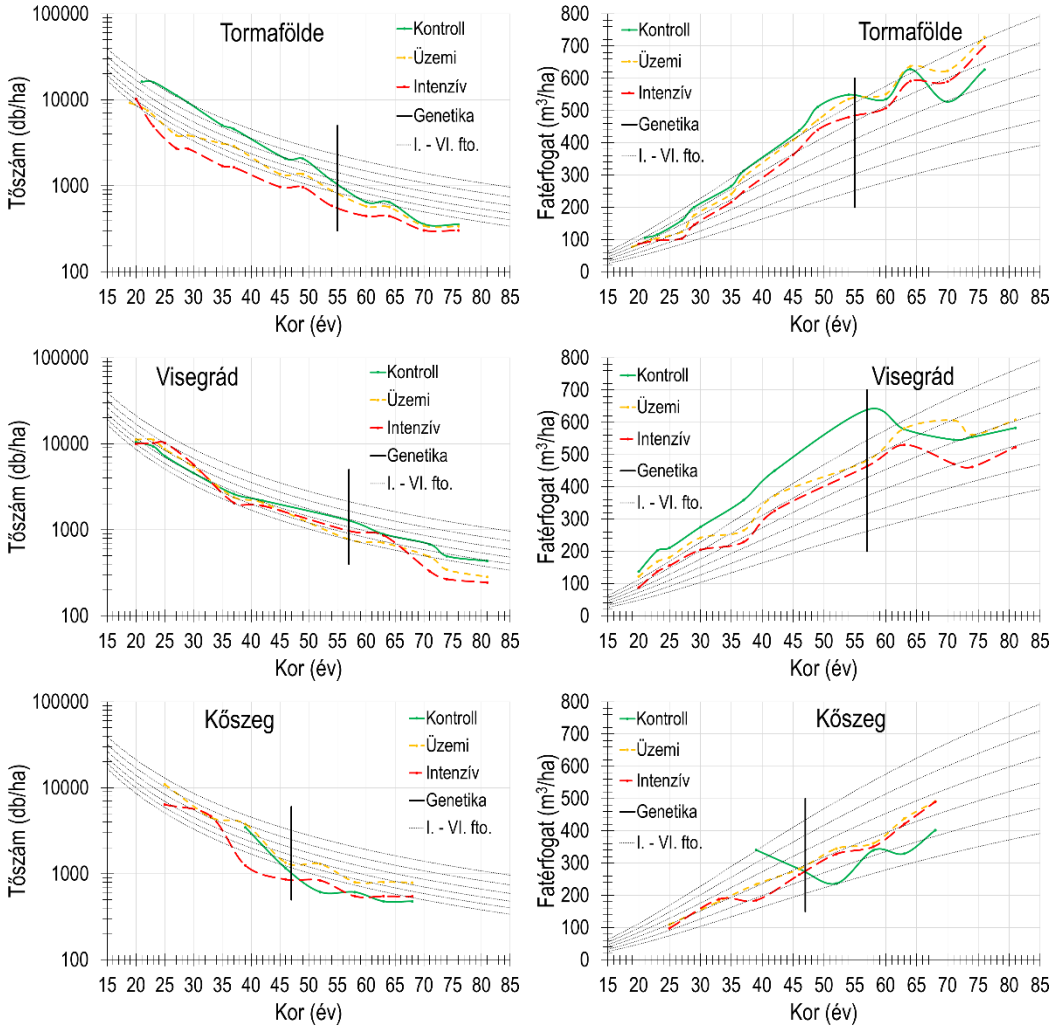
A gyérítések hatása látványosan megmutatkozik az átlagátmérő (2. ábra, jobb oldal) és a tőszám alakulásában (3. ábra, bal oldal). A kisebb tőszámhoz jellemzően nagyobb átlagátmérő párosul.

Jelen erdőnevelési kísérletben a fatérfogat alakulásával a kezelések hatását értékelhetjük (3. ábra, jobb oldal). Az elvárás szerint a kontroll parcellák körlapja és élőfakészlete magasabb lesz, míg az intenzíven kezelt parcelláké a legalacsonyabb. Az üzemi gyérítés hatására a kontrollhoz képest kicsivel alacsonyabb vagy azonos élőfakészletre számítunk, viszont egyenletesebb átmérőeloszlással (célátmérővel). A három kísérleti helyszín közül a tormaföldi és a viseigrádi parcellasorban figyelhetjük meg leginkább ezt a fajta tendenciát. Azonban azt is meg kell jegyezni, hogy a kontroll parcellák adatsorában mindhárom helyszínen felfedezhető a 1990-es és 2000-es évek közötti időszakban a kísérleti koncepció sajnálatos megsértése. Ennek okát az időszak szervezeti átalakításában kereshetjük, mind az ERTI, mind az erdőgazdaságok részéről, illetve ekkoriban kikerültek az üzemtervekből a kísérletekre vonatkozó bejegyzések is. Ekkor az addig beavatkozás nélkül fenntartott kontroll parcellákon újra üzemi termelést végeztek és az elmaradt kitermeléseket bepótolva, hirtelen visszaestek a kontroll parcellák körlap és élőfakészlet adatai.



2. ábra: A vizsgálatba vont három erdőnevelési kísérleti sor átlagmagasság (bal oldal) és átlagátmérő (jobb oldal) adatainak alakulása a kor függvényében (a fekete vonal a genetikai mintavétel idejét jelöli)

Figure 2: The range of the average height (left side) and average diameter (right side) data of the three trials by plots (control: green line, intensive thinning: red line and common/traditional thinning: yellow line; the black line indicates the time of genetic sampling)



3. ábra: A vizsgálatba vont három erdőnevelési kísérleti sor tőszámadatai (bal oldal) és a fatérfogat (jobb oldal) változása a kor függvényében (a fekete vonal a genetikai mintavétel idejét jelöli)

Figure 3: The data of the number of trees per hectare (left side) and the change in timber volume (right side) of the three trials by plots (control: green line, intensive thinning: red line and common/traditional thinning: yellow line; the black line indicates the time of genetic sampling)

Tormafölde

Az erdőnevelési kísérlet kezdete 1965-67., akkor 20-22 éves állományban alakítottak ki öt parcellát, melyekből háromban végeztünk genetikai mintavételezést 2000-ben. Fatermési vizsgálatok éve a kiűzés után 1968., 1972., 1975., 1981., 1982., 1991., 1995., 2000., 2006., 2010., 2016., 2021.

Az átlagmagassági adatok folyamatos növekedést mutatnak, 40 éves kortól stabilan az I. fatermési osztály környékén. A bükk elegyaránya 90% feletti. Az átlagátmérő és tőszám adatok tökéletesen mutatják a három kiválasztott parcella szerkezeti különbségét, miszerint a kontroll parcella rendelkezik a legnagyobb tőszámmal, legkisebb átlagátmérő mellett, az intenzív parcella pedig a legkisebb tőszámmal, legnagyobb átlagátmérő mellett. A fatérfogat adatok a genetikai mintavételig, a 2000-es évek elejéig szintén az elvárt különbségeket hozzák, legjelentősebb a fatérfogat a kontrollban, legkisebb az intenzívben, azonban ekkor egy sematikus gyérítéssel a kontroll parcellából eltávolították a korábban felhalmozódott alá és közbeszorult egyedek egy részét. Ekkor a kontroll fatérfogata az üzemi kezelés alá esett vissza, majd egy újabb nem tervszerű beavatkozással tovább gyérítették a kontrollt, teljesen eltávolítva a nem kívánatos alá- és közbeszorult, kis átmérőjű egyedeket, ezáltal a kontroll fatérfogata lett a legkisebb, tőszáma pedig elérte az üzemihez hasonló mértéket.

Visegrád

Az erdőnevelési kísérlet kezdete 1963., az akkor 20 éves állományban alakítottak ki öt parcellát, melyekből háromban végeztünk genetikai mintavételezést 2000-ben. Fatermési vizsgálatok éve a kiűzés után 1966., 1968., 1972., 1980., 1985. (itt kimaradt két tervezett felvételezés), 2000., 2006. (szintén kimaradt egy felvételezés), 2014., 2017., 2024. Az elemzéseket nehezíti, hogy a bükk elegyaránya a kísérlet kezdetén 45-65%, mely 2000-re is csak 60-65%-ra nő az intenzív és kontroll területen, míg az üzemi parcellában ekkorra elérte a 90%-ot. Emellett a kontroll parcellában 2014-re jelentős széldöntéssel egy nagy méretű lék alakult ki, kb. 20%-os záródáshiányt okozva.

Az átlagmagassági adatok folyamatos növekedést mutatnak, stabilan a II. fatermési osztály környékén. A kontroll parcellát ért széldöntés megmutatkozik a magassági adatokon is, ekkor a felső szintből kieső egyedek hiánya jelentősen lecsökkenti az átlagmagasságot, mely korábban inkább termőhelyi okokból magasabb volt, mint az intenzív vagy üzemi parcellában. Az átlagátmérő adatok nem mutatják az ideális erdőnevelési sorban elvárt adatokat a kísérletben egészen 2014-ig, aminek az oka az elegyességben kereshető. A bükk inkább felső szintű, nagy átmérőjű fákból áll, míg az elegyek alkotják inkább a kisebb átmérőkategóriákat. A lék kialakulásától kezdve az átmérőadatok ideálisnak tekinthetőek. A tőszám adatok szintén elég változatosak, egymást metsző adatsorokat mutatnak, melynek szintén az elegyesség lehet a legfőbb oka. A fatérfogat adatok a genetikai mintavételig, 2000-ig mutatják az ideális nevelési sort, azonban az ezután bekövetkező változások jelentősen visszavetették a kontroll parcella fatérfogatát, az üzemi és intenzív parcella közötti értékre. A nevelési sorban 2017-ben történt egy újabb beavatkozás, ekkor már örökérvényű üzemmódban kezelve, kifejezetten az újulat megsegítését célozva, tovább csökkentve a fatérfogatot.

Kőszeg

Az erdőnevelési kísérlet kezdete 1966., az akkor 13 éves állományban alakítottak ki öt parcellát, melyekből háromban végeztünk genetikai mintavételezést 2000-ben. Fatermési vizsgálatok éve a kiűzés után 1968., 1975., 1979., 1983., 1986-87., 1993. (itt kimaradt egy tervezett felvételezés), 2000., 2006., 2012., 2016., 2021. A kontroll parcella a kezdetektől csak a kitűzött parcella négy sarkában kialakított mintaterületeken került felvételezésre, mely adatok is csak 1993-tól állnak rendelkezésre. 2000-től váltottak teljes felvétellelre, mely nehezíti az adatsorok értelmezését.



Az átlagmagassági adatok folyamatos növekedést mutatnak, 40 éves kortól stabilan a III. fatermési osztály környékén. A bükk elegyaránya 90-95%. Az átlagátmérő és tőszám adatok tökéletesen mutatják az üzemi és intenzív parcella szerkezeti különbségét, miszerint az üzemi parcella rendelkezik a nagyobb tőszámmal, kisebb átlagátmérő mellett, az intenzív parcella pedig a legkisebb tőszámmal, legnagyobb átlagátmérő mellett. Itt a kontroll sajnos nem nyújtja az elvárt adatokat. Valószínűleg az 1990-es évek előtt még ideális kontroll szerkezetű volt ez a parcella. A fatérfogat adatok az üzemi és intenzív parcellában az elvárás szerint mutatják az intenzív parcella csökkent fatérfogatót. A kontrollnál az 1993-as magas fatérfogat adat mutathatja, hogy valószínűleg előtte is meghaladta a fatérfogata a többi parcelláét, azonban a 2000-es évektől két sematikus jellegű, nem tervezett, erőteljes gyéritéssel teljesen eltávolították a nem kívánatos alá- és közbeszorult, kis átmérőjű egyedeket, ezáltal a kontroll törzsszáma és fatérfogata lett a legkisebb.

A genetikai diverzitás mintázata

Az alkalmazott öt nukleáris SSR marker közül három kimagasló polimorfizmust mutatott. A legtöbb allélvariánst a teljes mintasoron az mfc5-ös marker adta ($N_a=49$), amelyet 40-40 megfigyelt allélvariánssal az FS1-03-as és az FS1-25-ös markerek követtek. Az FS1-15-ös marker esetében 22 allélváltozatot rögzítettünk a teljes mintasoron. Az említett négy markertől változatosságában jelentős mértékben elmarad az FS3-04-es marker, amely csak négy allélvariánssal jelent meg az elemzésben. Az alkalmazott öt marker összességében megfelelő felbontással rendelkezett az egyedi szintű genetikai azonosításhoz, azonos allélkombinációval rendelkező minták nem voltak kimutathatók.

Az allélgyakoriság értékekből levezethető diverzitási paramétereket a 2. táblázat foglalja össze, elsőként parcellánkénti bontásban. A három vizsgált helyszín közül a kőszegi állomány parcellái rendelkeznek a legnagyobb diverzitási mutatókkal minden számított paraméter esetében. A tormaföldei és a visegrádi parcellák az alap diverzitási adatok alapján egymáshoz közelebb állnak, Tormafölde esetében magasabb értékekkel. A fixációs index (F) csak a Kőszeg üzemi és kontroll parcelláján vesz fel 0 közeli értéket, amely az egyensúlyi állapotot jelzi. A többi parcellán homozigóta többletet jelzett a különböző mértékű, pozitív irányú eltolódás (Kőszeg intenzív 0,11 – Tormafölde intenzív 0,26). A legmagasabb homozigóta többlet mindhárom helyszínen az intenzív gyéritéssel kezelt parcellán figyelhető meg.

A parcellatípusok szerinti bontásban, a három kísérleti helyszínen más-más trendek figyelhető meg a kezelések és a diverzitási mutatók kapcsolatában. A kőszegi állomány esetében az allélszám (N_a) és az egyedi allélok száma (N_p) a kontroll parcellán a legnagyobb, majd az üzemi és intenzív sorrendben csökken. Az allélgyakoriság értékekkel kalkulált mutatók esetében viszont ez a sorrend megfordul és az üzemi gyéritésen átesett parcella mutatja a legnagyobb értékeket, amelyet a kontroll követ, majd az intenzíven gyéritett zár. Tormafölde esetében minden alléldiverzitási mutató az üzemi gyéritésű parcellánál veszi fel a legnagyobb értéket, amelyet követ a kontroll, és végül az intenzív parcella (kivéve az N_p értékét, amely magasabb az intenzív esetében). A visegrádi mintaterület parcelláin ez a tendencia teljesen megfordul és minden mutató esetében a kontroll parcella rendelkezik a legkisebb értékekkel. Az allélszám az intenzív parcellán a legmagasabb, a további mutatók tekintetében pedig az üzemi parcella mutatta a legnagyobb értékeket.

2. táblázat: A vizsgálatba vont három erdőnevelési kísérleti sor genetikai diverzitásának mutatói öt nukleáris mikroszatellit marker átlaga alapján (ahol N : mintaszám, N_a : allélszám, N_e : effektív allélszám, N_p : egyedi allélok száma, H_o : megfigyelt heterozigócia, H_e : elvárt heterozigócia, F : fixációs-index)

Table 2: Main genetic indices of three forestry experimental rows included in the study in the mean of five nuclear microsatellite markers (where N : number of samples, N_a : allele number, N_e : effective allele number, N_p : number of private alleles, H_o : observed heterozygosity, H_e : expected heterozygosity, F : fixation index)

Kísérleti parcella	N	N_a	N_e	N_p	H_o	H_e	F
Kőszeg üzemi	46,20	15,40	6,89	2,20	0,75	0,80	0,05
Kőszeg intenzív	49,40	15,20	6,39	0,60	0,68	0,78	0,11
Kőszeg kontroll	46,40	16,00	5,00	2,80	0,70	0,72	0,03
Tormafölde üzemi	49,25	14,00	5,47	1,00	0,59	0,73	0,17
Tormafölde intenzív	47,50	11,00	4,50	0,80	0,48	0,65	0,26
Tormafölde kontroll	51,25	12,75	5,30	0,40	0,59	0,70	0,14
Visegrád üzemi	45,00	11,50	4,95	0,60	0,56	0,67	0,13
Visegrád intenzív	43,00	11,75	4,16	0,60	0,51	0,65	0,18
Visegrád kontroll	45,00	10,80	4,41	0,40	0,55	0,69	0,15

Az állományok szintjén is elvégeztük a diverzitási paraméterek értékelését, a parcellák összesített adatsorának elemzésével. A 3. táblázatban összefoglalva látható, hogy az alléldiverzitási paraméterek szempontjából a legnagyobb változatosságot Kőszeg állománya képviselte, amelyet a Tormafölde, és még alacsonyabb értékekkel a Visegrád állománya követett. A Shannon-Weaver diverzitási index (I) ugyanezt a sorrendet erősíti meg. A kőszegi állomány adatai általánosan magas genetikai diverzitásra utalnak, szemben a másik két állománnyal, amelyek jól elkülönülnek és egymással nagyobb hasonlóságot mutattak. Az egyedi allélok (N_p) markerenkénti száma a kőszegi mintasoron kimagasló értéket mutat a másik két állományhoz képest (4. táblázat). Az alkalmazott markerek közül az FS3-04 nem volt alkalmas egyedi allélok kimutatására az alacsony felbontóképessége miatt. A fixációs index (F) az összesített adatsorokon is csak a Kőszeg esetében utal egyensúlyi helyzetre, míg a másik két állománynál homozigóta többlet figyelhető meg. A megfigyelt heterozigócia (H_o) alacsonyabb értékei az elvárthoz képest (H_e) szintén utalhatnak az alkalmazott markerek egyedi sajátosságaira is (esetleges nullallélokra), bár a kőszegi adatsor ezt nem támasztja alá.

3. táblázat: A három kísérleti helyszín genetikai diverzitási mutatóinak összesített elemzése az alkalmazott öt mikroszatellit marker átlagában

(ahol N : mintaszám, N_a : allélszám, N_e : effektív allélszám, N_p : egyedi allélok száma, H_o : megfigyelt heterozigócia, H_e : elvárt heterozigócia, F : fixációs-index, I : Shannon-Weaver-index)

Table 3: Main genetic indices of the three trials in the mean of the five applied microsatellite markers

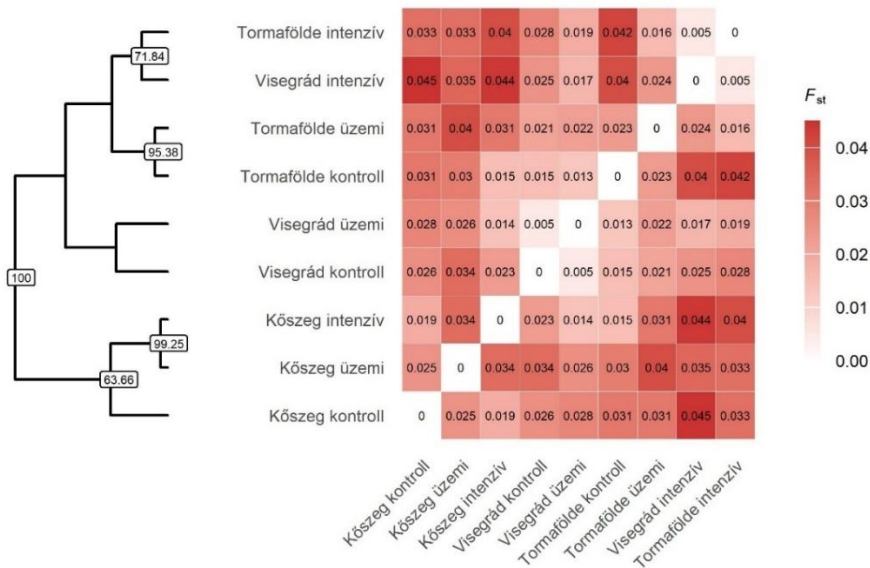
(where N : number of samples, N_a : allele number, N_e : effective allele number, N_p : number of private alleles, H_o : observed heterozygosity, H_e : expected heterozygosity, F : fixation index, I : Shannon-Weaver index)

	N	N_a	N_e	N_p	H_o	H_e	UH_e	F	I
Kőszeg	142	24,6	6,834	8,4	0,706	0,78	0,783	0,08	2,18
Tormafölde	147,8	18,8	5,762	3,2	0,606	0,735	0,737	0,17	1,93
Visegrád	133	16,2	4,825	2,2	0,567	0,702	0,704	0,16	1,80

4. táblázat: Az egyedi allélok (N_p) számának alakulása markerenként a három vizsgált állományban
 Table 4: Number of private alleles (N_p) detected in the three sites

	Visegrád	Tormafölde	Kőszeg
FS1-03	0	8	15
FS3-04	0	0	0
FS1-15	1	2	2
FS1-25	5	2	11
mfc5	5	4	14

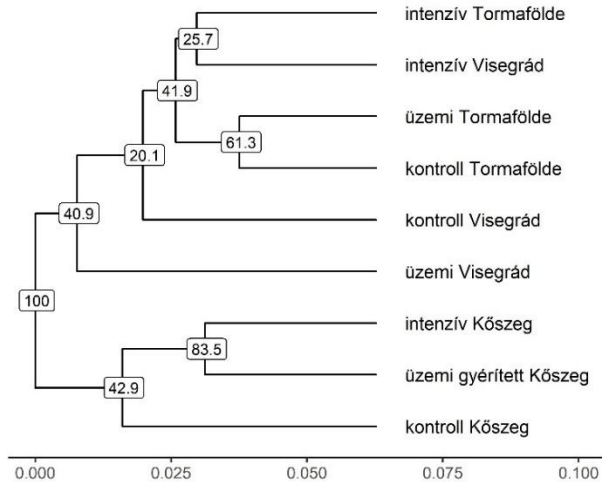
A parcellánkénti bontásban elvégzett AMOVA alapján a molekuláris variancia 97%-ban a populációkon belüli változatosságból fakad és csak 3%-ra tehető a parcellák, mint populációk közötti elkülönülés mértéke. Ugyanakkor az egyedek között egy 15%-os variancia is kimutatható volt, amely jelzi, hogy az adatsoron belül van valamiféle strukturálódás. Ennek a belső struktúrájának az eredetét regionális szinten is elvégzett varianciaanalízissel ellenőriztük az állományok összesített adatsorán. Ebben az esetben az AMOVA csupán 2%-os genetikai elkülönülést jelzett a populációk között, míg a fennmaradó 98%-os egyedi variancián belül szintén kimutatható volt egy 16%-os variancia az egyedek közötti szinten. Ez arra enged következtetni, hogy a kirajzolódó struktúráért felelhet a parcellák egyedi jellegzetessége is. A populációk páronkénti összehasonlításában a kőszegi állomány különül el legjobban a visegráditól ($F_{st}=0,026$ értékkel), a Kőszeg – Tormafölde közötti elkülönülés F_{st} értéke 0,017, illetve a Tormafölde és a Visegrád elkülönülése 0,012 értéket vesz fel. A kezelések szerinti páronkénti AMOVA elemzésből számított F_{st} értékek alakulását a 2. ábra mutatja be, kiegészítve a parcellák genetikai mintázatának struktúráját szemléltető UPGMA dendrogrammal.



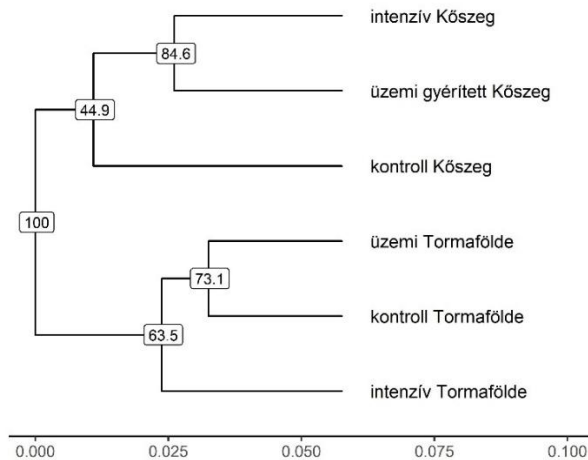
4. ábra: A vizsgált bükk nevelési parcellák genetikai elkülönülése az AMOVA elemzésből származó páronkénti F_{st} értékekkel és az ezekből szerkesztett UPGMA dendrogrammal (elágazásokban a támogatott bootstrap értékek)
 Figure 4: Genetic separation of the study plots based on the F_{st} values derived from AMOVA visualized on a heatmap and with a UPGMA dendrogram (bootstrap values in the nodes)

A Nei-féle genetikai távolságmátrix alapján szerkesztett UPGMA dendrogramon a három állomány genetikai elkülönülését ábrázoltuk parcellánkénti bontásban (5.a ábra). Az ábrán a Kőszeg parcellái egy külön klasztert alkotva jól elkülönülnek, míg a Visegrád intenzív parcellája a Tormafölde parcellái alkotta csoportban jelenik meg. A Visegrád adatsorai nélkül megismételve az elemzést az 5.b ábrán látható, hogy a Kőszeg és a Tormafölde parcellái két elkülönülő klasztert alkotnak. A két csoporton belül a Tormafölde esetében az üzemi és a kontroll parcella mutat nagyobb genetikai hasonlóságot, míg a Kőszeg parcelláinál a kontroll különül el jobban a másik két kezeléstől.

a)



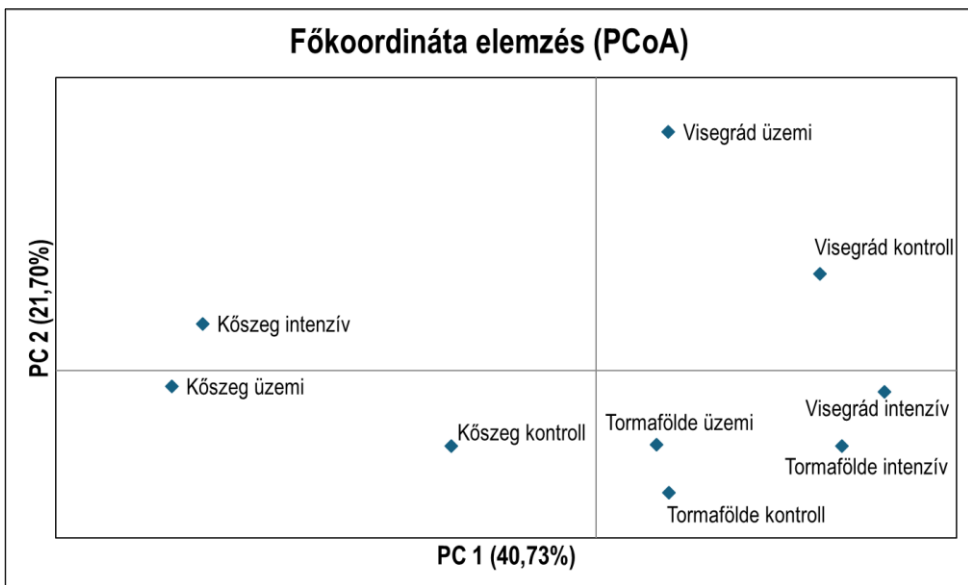
b)



5. ábra: A Nei-féle genetikai távolságból származtatott UPGMA-dendrogramok (elágazásban a bootstrap értékekkel 1000 replikáció után). Az ábra a) részén a három helyszín három parcellájának genetikai csoportosulása látható, a b) részén a Visegrád nélküli elemzés eredménye

Figure 5: UPGMA dendrogram derived from Nei's genetic distance matrix (bootstrap values in the nodes after 1000 repetitions). Picture a) genetic clustering of the plots of the three experimental trials and picture b) results without the Visegrád site

Végezetül, a Nei-féle genetikai távolságból kiindulva egy főkoordináta elemzéssel (PCoA) is áttekintettük a genetikai mintázat alakulását a parcellák között. Az analízis eredménye összhangban áll az AMOVA F_{st} értékeiből, illetve szintén a Nei-féle genetikai távolságokból, de UPGMA-klaszterezéssel levezethető elkülönüléssel. A variancia megoszlásáért dominánsan (40,73%-ban) az első koordinátába tömörített változók (PC 1) felelnek, a második komponens (PC 2) 21,70%-ban, míg a harmadik komponens (PC 3) 15,86%-ban járul hozzá a varianciához. A parcellák egymáshoz viszonyított helyzetét az első két komponens mentén ábrázolva (6. ábra) látható, hogy az első főkomponens mentén a Kőszeg parcellái különülnek el, a második főkomponens leválasztja a Visegrád üzemi és kontroll parcelláját (illetve a Kőszeg intenzív parcelláját is). Térben a harmadik tengely (PC 3) mentén a Tormafölde három parcellája, illetve a Kőszeg és a Visegrád üzemi parcellái kerülnek egy térfélre és mutatnak elkülönülést a többi parcellától (ábra itt nem közölve).



6. ábra: A Nei-féle genetikai távolságmátrixból levezetett főkoordináta elemzés (PCoA) eredménye a vizsgált kísérleti helyszínek és parcellák vonatkozásában

Figure 6: Principal coordinate analysis (PCoA) derived from the Nei's genetic distances representing the genetic separation of the experimental plots

DISZKUSSZIÓ

A három vizsgálatba vont, hosszúléjárátú bükk erdőnevelési sor nem mutatott egységes képet az elemzések során sem a genetikai mintázat tekintetében, sem a fatermési szempontú elemzésekben. A genetikai diverzitás változására vonatkozó előzetes feltételezés, vagyis a diverzitás csökkenése a gyéritis hatására, nem igazolódott be, és a diverzitás alakulásában is csak két állományra vonatkozóan (Tormafölde és Kőszeg) volt megfigyelhető némileg hasonló tendencia. A fatermési adatok fafajra vonatkoztatott egységes és együttes értékelését pedig több tényező is megakadályozta. Az adatsorokból látható, hogy a három kísérleti helyszín merőben más állományösszetétellel

rendelkezett, és a kísérlet elrendezése, illetve fenntartása során is más-más paraméterek befolyásolták az állományok szerkezetének alakulását. Volt olyan helyszín, ahol az induló tőszám számottevően eltért a parcellák között, például Tormafölde esetében, miközben Kőszegen a kontroll parcella felvételi adatsora nem teljes, ráadásul Kőszeg korban is elmarad a másik két helyszín mögött, nehezítve az összevont értékelést. A harmadik fontos eltérés az elegyesség mértéke, amely a visegrádi állományban kifejezetten magas, 60% körüli értéken mozog, a kezelt bükkösökre egyébként jellemző 80-90%-os mértékkel szemben.

Mindezekhez az anomáliához társult további torzító hatásként a tartamkísérlet fenntartása szempontjából is kritikus 1990-es és 2000-es évek időszaka. Ekkor az ERTI-nél és az erdőgazdaságoknál végbement strukturális átalakulások nyomán sok tartamkísérleti helyszínen maradt ki adatfelvétel, illetve több olyan belenyúlás is történt a gazdálkodók részéről, amely a kontroll parcellákat kritikus mértékben érintette. Mindezek ellenére a bükk tartamkísérletek voltak azok, amelyek még legnagyobb mértékben átvészelték ezt az átmeneti időszakot, és így ma már 80 év feletti állományokról rendelkezünk értékelhető adatsorokkal. A jelen vizsgálatban szereplő három erdőnevelési kísérleti helyszín mellett, a Bakonyban (Ugod) megtalálható még egy hasonló koncepció mentén létesített parcellasor, amely szintén teljes felvételi adatsorral rendelkezik. Ezen a helyszínen ugyan genetikai mintavétel nem történt, de a kísérlet jövőbeni kiértékelése segítheti az itt közölt három helyszín adatsorában tapasztalható eltérő tendenciák együttes értékelését.

A jelenleg rendelkezésünkre álló három kísérlet adatsorából azonban egyelőre célszerűbbnek tűnik a három helyszínt önállóan, külön-külön értékelni és a helyi gazdálkodói célkitűzéseket figyelembe véve folytatni a kísérletek fenntartását és értékelését. Ilyen egyedi szempont lehet például a visegrádi kísérlet sor esetében a közeli Erdőanyai-völgyben, örökzöld koncepció mentén kezelt Madas-féle kísérleti tömbbel (Madas 1956) való összevetés, a hagyományos üzemi parcellák átalakításának jövőbeni követése. A Tormafölde kísérleti sora pedig a vétyemi ősbükkös egyfajta intenzíven kezelt kísérleti kulcsoportja lehet a jövőben. Az erdőnevelési kísérletek további fenntartását és értékelését ugyan a kontroll parcellákon bekövetkezett belenyúlás megnehezítheti, ugyanakkor új értékelési cél lehet az is, hogy a kontroll parcellákon a megkésett, nem megfelelő időben elvégzett beavatkozás szemszögéből vizsgáljuk.

Bár a 2000-ben célul kitűzött genetikai vizsgálat eredeti formájában (a genetikai mintázat és diverzitás izoenzim markerekkel történő feltérképezése) végül nem valósult meg, azonban 10 évvel később egy helyettesítő DNS vizsgálatra sor került. Az alkalmazott öt mikroszatellit marker felbonthatása már elegendőnek bizonyult az egyedek ujjlenyomat szintű azonosításához, azonban az akkorihoz hozzáférhető és alkalmazott markerek mintázata sajnos nem összevethető a jelenleg elérhető, legkiterjedtebb kutatás genetikai adataival (Höhn et al. 2021). Mégis, az itt közölt adatok értékes adalékokkal szolgálnak a kísérletek értékeléséhez több szempontból is. Egyrészt regionális szinten bepillantást nyerhetünk a bükköseinkben tapasztalható genetikai mintázatok különbségeibe. Ez részben összefüggésben állhat a különböző földrajzi régiókban, illetve tengerszint feletti magasságokban előforduló állománytípusok különbségeivel is. Így jelentős eltérés tapasztalható a kőszegi-szubalpin jellegű állomány, valamint a tormaföldei, dombvidéki, illír jegyeket mutató állomány genetikai mintázatában, noha azok földrajzilag nem túl távol helyezkednek el. A különbség még szembeötlőbb, ha a Visegrádi-hegység bükkösének genetikai mintázatát vesszük alapul. Ez az állomány mind florisztikai szempontból, mind a termőhely tekintetében eltér a kőszegi és a zalai állományoktól. Ahogy azt a korábbi, nemeztközi vizsgálatból láthattuk, a kőszegi állomány két genetikai klaszter (az alpesi és a balkáni) találkozási zónájába esik, ami vélhetőleg magyarázatot ad a magas diverzitásra (a két genetikai típus találkozási és keveredési zónájában az allélváltozatok „feldúsulásával”). A zalai



állomány esetében hasonló hatások érvényesülhetnek. Ezzel szemben a visegrádi állomány vélhetőleg más genetikai eredettel rendelkezhet. A visegrádi mintaterület parcelláin mért alacsony diverzitási mutatók részben eredhetnek a más állománystruktúrából is (nagyobb elegyarány, kisebb töszám), illetve felvetődhet a korábbi, antropogén hatások nyoma is. A visegrádi helyszín, ahogy a Bevezetésben utaltunk is rá, a történeti Magyarország egyik legsűrűbben lakott régiója volt a középkorig, míg Tormafölde közelében a vétyemi üveghuta üzemeltetése okozott kiterjedt erdőirtásokat a helyi bükkösökben. Ezzel szemben a Kőszegi-hegység állományait sokkal körültekintőbb gazdálkodási módszerekkel kezelték. Azt az eshetőséget, hogy az alacsonyabb diverzitási mutatók (vagy épp a magas értékek, például a kőszegi állomány esetében) antropogén hatásokat tükröznek, egyelőre csak feltételezni tudjuk, de a vizsgálatok akár ilyen történeti szempontok szerint is tovább folyhatnak a jövőben. Bár a bükköseink esetében nem feltételezzük, hogy a múltban a tölgy állományainkhoz hasonlóan jelentős mértékben történt volna idegen származású szaporítóanyagból felújítás, de az állományokban, főként a faszénégetés kapcsán, erőteljes emberi beavatkozások történtek (Mátyás 2002). Ezeket a történeti antropogén hatásokat szintén érdemes szem előtt tartani, és a jövőbeni vizsgálatok tervezésekor a terület kiválasztásakor ezt a szempontot is mérlegelni.

A gyérítési beavatkozások szerinti értékelés mind a fatermési paraméterek alakulása, mind a genetikai szerkezetre gyakorolt hatás szempontjából, felemás eredményeket hozott. Általánosan elmondható, hogy a fatermés alakulása az 1980-as évekig a kísérleti koncepció mentén, vagyis a különféle erélyű gyérítések hatásának megfelelően, jól értékelhető volt mindhárom kísérleti soron. Ezt az időpontot követően azonban a kísérletekben számos anomália megjelent. A kontroll parcellákat is érintő belenyúlások vagy kiegyenlítő jellegű gyérítések a '80-as évektől kezdődően előfordultak mindhárom kísérleti helyszínen, megtörve ezzel a kísérleti rendet. A 2000/2001 fordulóján vett genetikai merítésben tehát elméletben mindhárom helyszínen egyformán érintett volt már a kontroll parcella a beavatkozással. A genetikai diverzitást leíró paraméterek alakulásában csupán két egységes megállapítás tehető a három kísérleti helyszín értékeléséből: 1) egyik helyszín esetében sem jelenthető ki, hogy a kontroll parcellák rendelkeztek a legmagasabb diverzitási paraméterekkel, illetve 2) mindhárom helyszínen az intenzív gyérítéssel kezelt parcellán volt kimutatható a legmagasabb pozitív értékű fixációs index, amely homozigóta többletet jelez.

A három vizsgált helyszín közül a Visegrád parcellasora mutatja a legtöbb anomáliát. A genetikai diverzitás alakulásában itt teljesen ellentétes trendek fedezhetők fel, a másik két helyszínnel összehasonlítva. Az intenzív parcella üzemi és kontroll parcellát meghaladó magas diverzitási mutatói a parcellán megfigyelt magasabb allélszámra, egyben az egyedi allélok magasabb számára vezethető vissza. Mivel ezt a fajta trendet a másik két kísérleti helyszín adatsorai egyáltalán nem erősítik meg, ezért inkább arra hívja fel a figyelmet, hogy a visegrádi parcellasor erdőnevelési adatsorait is fenn tartással érdemes kezelni. Ráadásul épp a visegrádi kísérletben jelent meg súlyos torzító hatásként a 2014-es jégtörés (Csépanyi et al. 2017), amely ugyan a genetikai mintavétel időszakát még nem befolyásolta, de a kísérlet alapfunkcióját kritikus mértékben érintette, és hatását a jelenkori állapot értékelése során egyértelműen láthatjuk.

A kőszegi és a tormaföldei parcellákon ugyanakkor a genetikai diverzitás más összefüggést mutat a gyérítés hatásával, bár a tendencia itt sem tekinthető teljesen egységesnek. Az azonban egyértelműen megfigyelhető, hogy a kontroll parcella diverzitási mutatói nem magasabbak a kezelt parcelláénál, hanem épp ellenkezőleg, az üzemi mértékű gyérítésen átesett parcellák rendelkeznek a magasabb allélváltozatossági mutatókkal és az abból származtatott heterozigóciával. Ezt a megfigyelést megerősíti Buiteveld és munkatársai (2007) kutatása is, akik az öt vizsgált európai bükk állomány egyikében sem mutattak ki csökkenést a genetikai diverzitásban a művelés hatására,

érintetlen erdőállományokkal összehasonlítva. Egy további vizsgálat (Paffetti et al. 2012), ugyanakkor igazolta a ritka, egyedi allélok eltűnését az emberi hatásoknak kitett területen. Az allélszerkezet tekintetében a jelen vizsgálatban egyedül a Kőszeg parcelláinak allélszerkezete mutat hasonló tendenciát, vagyis a kontroll területen itt mutattuk ki a legmagasabb allélszámot és egyedi allélok is itt fordultak elő legnagyobb arányban. A nevelési sorként legkorrektebben értékelhető Tormafölde parcelláin ugyanakkor ez már nem figyelhető meg egyértelműen. Hogy mindezeket a trendeket elfogadjassuk, szükséges lenne azonban legalább a negyedik, Ugodon található erdőnevelési kísérlet elemzésére és megerősítő eredményére is. Mindettől függetlenül, az itt nyert eredmények felvetik annak a lehetőségét, hogy a szakszerű és fenntartható módon végzett erdőnevelési beavatkozásoknak pozitív hatása is lehet egy bükk állomány genetikai szerkezetének alakulására.

A kísérletek további fenntartása során indokolt lehet a genetikai monitoring szemléletének érvényesítése is, amely a klímaváltozásra adott válaszreakciók, dinamikák követését célozná meg. Az állományok genetikai szerkezetének részletes vizsgálatához, így a térbeli genetikai struktúra (családszerkezet) kialakulásához, illetve az újulat létrejöttének dinamikájához (demográfiai szerkezet) elengedhetetlen lesz a parcellán található összes idős egyed genetikai vizsgálata. Mivel a kísérletek belépnek az idős állomány fázisába, ezért a parcellánkénti tőszám kezelhető mértékeket ölt egy intenzív genetikai mintázás kivitelezéséhez is. A teljeskörű mintázás bevezetése amiatt is fontos lenne a random mintavétel helyett, mivel így a parcellákon tapasztalható szociális helyzet szerinti megoszlás, illetve az állomány térbeli-genetikai szerkezete is értékelhetővé válna a genetikai mintasoron. A kísérletek kiegészíthetők lennének további hasonló parcellák létesítésével, például a már említett Madas-féle örökerdő tömbben vagy a vétyemi erdőrezervátumban, ahol egyébként egy ERTI fatermési parcella is található. Az itt bemutatott genetikai vizsgálat fontos konklúziója ugyanakkor, hogy az alkalmazott markerek bővítésre (vagy részben cserére) szorulnak, hogy a Höhn et al. (2021) kutatásban közölt, európai léptékű genetikai mintázat térképpel is összhangba hozható eredményeket kapjunk. Tekintettel arra, hogy a kísérleti helyszíneken jelenleg egyéb ökológiai kutatások (például avarvizsgálat, széntartalom mérése stb.) is folynak, a kísérletek fenntartását és újragondolását feltétlenül szükségesnek tartjuk. Végezetül, ki kell emelnünk, hogy a jelen vizsgálat, amely a fatermési paraméterek és a genetikai szerkezet alakulásának együttes elemzését tűzte ki célul, egyfajta módszertani kísérletként is funkcionált, feltárva azokat a lehetséges anomáliákat, és sokrétű értékelési szempontokat, amelyekre egy ilyen jellegű, komplex vizsgálat során figyelniük kell. A jövőben ennek megfelelően tervezzük az ERTI kocsánytalan tölgy nevelési sorainak hasonló szempontú értékelését is, beépítve az itt nyert tapasztalatokat is.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozunk mindenekelőtt az érintett erdőgazdaságoknak, a hosszúlejárátú tartamkísérletek megőrzéséért és fenntartásában nyújtott segítségükért. Köszönet illet minden egykori ERTI-s kollégát, aki az évtizedek során hozzájárult az adatsorok folytonosságának biztosításához. Szeretnénk külön köszönetünket kifejezni Prof. Dr. Mátyás Csabának és Dr. Führer Ernőnek, egykori ERTI főigazgatónak, amiért felhívták a figyelmünket a nevelési sorokban rejlő lehetőségekre és értékekre. Végezetül, köszönettel tartozunk a két közreműködő Lektornak, akik a kézirat véleményezése során számos hasznos megjegyzéssel és információval segítették a cikk létrejöttét.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Bruegmann T., Fladung M. & Schroeder H. 2022: Flexible DNA isolation procedure for different tree species as a convenient lab routine. *Silvae Genetica* 71: 20 – 30. <https://doi.org/10.2478/sg-2022-0003>
- Buiteveld J., Vendramin G.G., Leonardi S., Kamer K. & Geburek T. 2007: Genetic diversity and differentiation in European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands varying in management history. *Forest Ecology and Management* 247: 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.018>
- Czúcz B., Gálhidy L. & Mátyás Cs. 2013: A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa. *Erdészettudományi Közlemények* 3(1): 39–53.
- Csépányi P., Magassy E., Kontor Cs., Szabó Cs., Szentpéteri S., Németh R. et al. 2017: A 2014. decemberi jégkár okai és következményei a Pilisi Parkerdő ZRt. által kezelt erdőállományokra. *Erdészettudományi Közlemények* 7(1): 25–41. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2017.002>
- Dumolin S., Demesure B. & Petit R.J. 1995: Inheritance of chloroplast and mitochondrial genomes in pedunculate oak investigated with an efficient PCR method. *Theoretical and Applied Genetics* 91: 1253–1256. <https://doi.org/10.1007/BF0022093>
- Frýdl J., Novotný P., Fennessy J., von Wühlisch G. 2010: Genetic resources of beech in Europe –current state. Implementing output of COST Action E 52 Project, Evaluation of beech genetic resources for sustainable forestry“ (2006 – 2010). (Communications Institutu Forestalis Bohemicae Vol. 25.), Forestry and Game Management Research Institute, Strnady, Czech Republic.
- Führer E., Edelényi M., Horváth L., Jagodics A., Jereb L., Kern Z., Móring A., Szabados I. & Pödör Z. 2016: Effect of weather conditions on annual and intra-annual basal area increments of a beech stand in the Sopron Mountains in Hungary. *Időjárás* 120(2): 127–161.
- Gálos B. & Somogyi Z. 2017: Új klímaszcenáriók – fellélegezhetnek bükköseink? *Erdészettudományi Közlemények* 7(2): 85–98. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2017.006>
- Höhn M., Major E., Avdagić A., Bielak K., Bosela M., Coll L., Dinca L., Giammarchi F., Ibrahimspahić A., Mataruga M., Pach M., Uhl E., Zlatanov T., Cseke K., Kovács Zs., Palla B., Ladányi M. & Heinze B. 2021: Local characteristics of the standing genetic diversity of European beech with high within-region differentiation at the eastern part of the range. *Canadian Journal of Forest Research* 51(12): 1791-1798. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0413>
- Illés G. & Móricz N. 2022: Hazai fafajok klímaanalóg területeinek vizsgálata a klímaváltozás tükrében. *Erdészettudományi Közlemények* 12(2): 91-112. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2022.06>
- Janik G., Hirka A., Koltay A., Juhász J. & Csóka Gy. 2016: 50 év biotikus kárai a magyar bükkösökben. *Erdészettudományi Közlemények* 6(1): 45-60. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2016.005>
- Kamvar Z.N., Tabima J.F. & Grünwald N.J. 2014 Poppr: an R package for genetic analysis of populations with clonal, partially clonal, and/or sexual reproduction. *PeerJ* 2:e281. <https://doi.org/10.7717/peerj.281>
- Kollár T. & Borovics A. 2021: A magyarországi hosszú lejáratú tartamkísérleti hálózat fenntartásának korszerű irányelvei, adatfeldolgozási módszerei és legfontosabb eredményei. *Erdészettudományi Közlemények*, 11(1-2): 95-114. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2021.006>
- Kollár T. 2023: Bükk (*Fagus sylvatica*) állományok fatermési függvénye és táblája az ERTI tartamkísérleti hálózatának adatbázisa alapján. *Erdészettudományi Közlemények* 12(1): -25-29. <https://dx.doi.org/10.17164/EK.2022.0>
- Madas L. 1956: Ígéretes fákra alapított fatermesztési terv a visegrádi 77/A erdőrészen. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- Magri D., Vendramin G.G., Comps B., Dupanloup I., Geburek T., Gömörly D., et al. 2006: A new scenario for the Quaternary history of European beech populations: palaeobotanical evidence and genetic consequences. *New Phytologist* 171: 199-221. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01740.x>
- Mátyás Cs. 2002: Antropogén hatások. In: Mátyás Cs.: Erdészeti-természetvédelmi genetika. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 267–313.

- Mendlik G. 1974: A visegrádi bükk erdőnevelési sor 5. és 10. éves újrafelvételének eredményei. Erdészeti Kutatások 1973. 69(1): 183–190.
- Mendlik G. 1976: A bükkösök erdőnevelésének legújabb eredményei. Erdészeti Kutatások 1975. 71(1): 159–165.
- Nei M. 1978: Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89(3): 583–590. <https://doi.org/10.1093/genetics/89.3.583>
- Paffetti D., Travaglini D., Buonamici A., Nocentini S., Vendramin G.G., Giannini R. & Vettori C. 2012: The influence of forest management on beech (*Fagus sylvatica* L.) stand structure and genetic diversity. *Forest Ecology and Management* 284: 34–44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.026>.
- Pastorelli R., Smulders J.M.J., Van't Westende W.P.C., Vosman B., Giannini R., Vettori C. & Vendramin G.G. 2003: Characterization of microsatellite markers in *Fagus sylvatica* L. and *Fagus orientalis* Lipsky. *Molecular Ecology Notes* 3(1): 76–78. <https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2003.00355.x>.
- Peakall P.E. & Smouse R. 2012: GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update. *Bioinformatics* 28(19): 2537–2539. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts460>
- Peakall R. & Smouse P.E. 2006: GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6(1): 288–295. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>
- Piotti A., Leonardi S., Heuertz M., Buiteveld J., Geburek T., Gerber S., Kramer K., Vettori C. & Vendramin G.G. 2013: Within-population genetic structure in beech (*Fagus sylvatica* L.) stands characterized by different disturbance histories: does forest management simplify population substructure? *PLOS One* 8, e73391. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0073391>
- R Core Team. 2022: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Somogyi Z. 2016: Projected effects of climate change on the carbon stocks of European beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in Zala County, Hungary. *Central European Forestry Journal* 62(1): 3–14. <https://doi.org/10.1515/forj-2016-0001>
- Szóó R. 1964: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. I. kötet, Akadémiai Kiadó, Budapest: 61–63.
- Szakács L. 2022: A tájcsoport erdészettörténeti leírása. In: Fűhrer E. (ed.): Magyarország erdészeti tájai. V. Nyugat-Dunántúl erdészeti tájcsoport. Agrárminisztérium Nemzeti Földügyi Központ, Budapest: 33–42.
- Tanaka K., Tsumura Y. & Nakamura T. 1999: Development and polymorphism of microsatellite markers for *Fagus crenata* and the closely related species, *F. japonica*. *Theoretical and Applied Genetics* 99: 11–15. <https://doi.org/10.1007/s001220051203>
- Wickham H. 2016: ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Yu G., Smith D. K., Zhu H., Guan Y., Lam & T. T.-Y. 2017: ggtree: an r package for visualization and annotation of phylogenetic trees with their covariates and other associated data. *Methods in Ecology and Evolution* 8(1): 28–36. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12628>

Érkezett: 2024.10.01.

Közlésre elfogadva: 2025.01.24.



Ördögigafa

Az ördögigafának is nevezett érdekes formájú idős bükk a Sümeghez tartozó Sarvalyi-erdőben (koordináta: N46°55'50" – E17°17'50"). Törzse a talaj fölött kétfelé válik, de két méter magasan összeforr, majd utána három törzsre ágazik. Korát 200 évre becsülik. Fő törzsének kerülete 410, mellétörzséé 296 cm. Magassága 30 méter körüli. Az „Ördögigafa” elnevezés onnan származhat, hogy régebben a szarvasmarhák nyakán lévő járomra (iga = igásállat) hasonlít.

Fotó és szöveg: †Tóth Sándor (Zirc)

Tóth Sándor (1932–2024) biológia-földrajz szakos középiskolai tanár, zoológus-muzeológus, a Bakonyi Természettudományi Múzeum egykori igazgatója, nagytudású, alázatos, elhivatott kutató volt. Bár elsősorban entomológiával foglalkozott, a dendrológia is érdekelte. Legutolsó jelentős munkája, „A fák és cserjék nyomában (Bakony-vidék, Balaton-medence)” című könyv halála előtt néhány hónappal jelent meg. A képaláírás ebből a könyvből származik. A fa 2023 szeptemberében több darabra szakadva kidőlt, ma már sajnos csak a „romjai” láthatók.

ÖSSZEHASONLÍTÓ POPULÁCIÓGENETIKAI VIZSGÁLATOK A PILIS HEGYSÉG KOCSÁNYTALAN ÉS MOLYHOS TÖLGY ÁLLOMÁNYAIBAN

Dobó Márton¹, Cseke Klára², Lakatos Ferenc³ és Lados Botond Boldizsár²

¹Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai Osztály, 1027 Budapest, Frankel Leó u. 1.

²Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Nemesítési Osztály, 9600 Sárvár, Várkerület 30/A

³Soproni Egyetem, Erdő- és Természeti Erőforrás-Gazdálkodás Intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.

Kivonat

Hazai kocsánytalan tölgyeseink kiemelkedő ökológiai és erdészeti jelentőséggel rendelkeznek. Ezeket a legújabb kutatási eredmények alapján jelentős mértékben érinti, érinteni fogja a klímaváltozás. A fajfaj genetikai változottsága kulcsszerepet játszik abban, hogy hosszú távon alkalmazkodni tudjon az egyre szélsőségesebb termőhelyi feltételekhez. Jelentősége ellenére tudásunk a hazai állományok genetikai adottságait illetően jelenleg hiányosnak mondható. Jelen kutatásunkban ezért ennek bővítésére 12 sejtmagi mikroszatellit marker alkalmazásával populációgenetikai vizsgálatokat végeztünk, melybe két kocsánytalan tölgyest és egy molyhos tölgyvel elegyes állományt vontunk be a Pilis-tető térségében. Eredményeink alapján a vizsgált állományokban magas genetikai diverzitást tapasztaltunk. Továbbá azt is megállapítottuk, hogy ebben a relatív kis földrajzi léptékben is, vélhetően a változatos domborzati és termőhelyi adottságok miatt, a kocsánytalan tölgy állományok között differenciálódás zajlik. A molyhos tölgyvel elegyes állomány esetén eredményeink alapján a két faj között recens génáramlás feltételezhető, amely felhívja a figyelmet a két faj közötti introgresszió potenciális szerepére a klímaváltozáshoz történő alkalmazkodás folyamataiban.

Kulcsszavak: *Quercus petraea*, *Quercus pubescens*, génáramlás, genetikai diverzitás, nSSR, Pilis hegység

COMPARATIVE POPULATION GENETIC STUDIES IN THE SESSILE OAK AND PUBESCENT OAK POPULATIONS OF THE PILIS MOUNTAINS

Abstract

Sessile oak forests have outstanding ecological and forestry significance in Hungary. However, based on the latest research findings, they are and will be significantly affected by climate change. During this process, the genetic diversity of the tree species plays a key role in its long-term ability to adapt to increasingly extreme site conditions. Despite its importance, our knowledge regarding the genetic characteristics of native stands is currently lacking. Therefore, in our present research, we aimed to expand this knowledge by conducting population genetic studies using 12 nuclear microsatellite markers on two sessile oak and one downy oak mixed stand from the Pilis-tető region. Our results showed high genetic diversity within the studied stands. Furthermore, we found that differentiation occurs between the sessile oak stands, likely due to the diverse topographic and site conditions, even at this relatively small geographical scale. In the case of the stand mixed with downy oak, our results also suggest possible gene flow

Levelező szerző / Correspondence:

Dobó Márton, 1027 Budapest, Frankel Leó u. 1., E-mail: dobo.marton@uni-sopron.hu



between the two species. In the future, it would be worth investigating whether adaptive introgression is occurring between the two species in relation to climate change.

Keywords: *Quercus petraea*, *Quercus pubescens*, gene flow, genetic diversity, nSSR, Pilis Mountains

BEVEZETÉS

A klímaváltozás következtében az erdei fajok szintjén a megváltozó környezeti feltételek egyes fajok térnyerését, más fajok visszaszorulását idézik elő, alkalmazkodó és kompetíciós képességük függvényében (Thurm et al. 2018). Hazai viszonylatban az eddigi termőhelyi feltételek jelentős megváltozására számítnak (főként annak szárazodására), melynek velejárója lehet erdőállományaink fajösszetételének és/vagy földrajzi helyzetének átalakulása is (Gálos & Führer 2018). Ebben a folyamatban őshonos tölgyeink, különös tekintettel a szárazságot relatív jól tűrő fajok (pl: *Q. petraea*, *Q. cerris*, *Q. pubescens*) szerepe felértékelődhet. Ennek oka egyrészt kedvező ökológiai tulajdonságaikban, de még inkább hatalmas fenotípusos és genetikai diverzitásukban rejlik, amely a hosszútávú alkalmazkodóképességük kulcsa lehet.

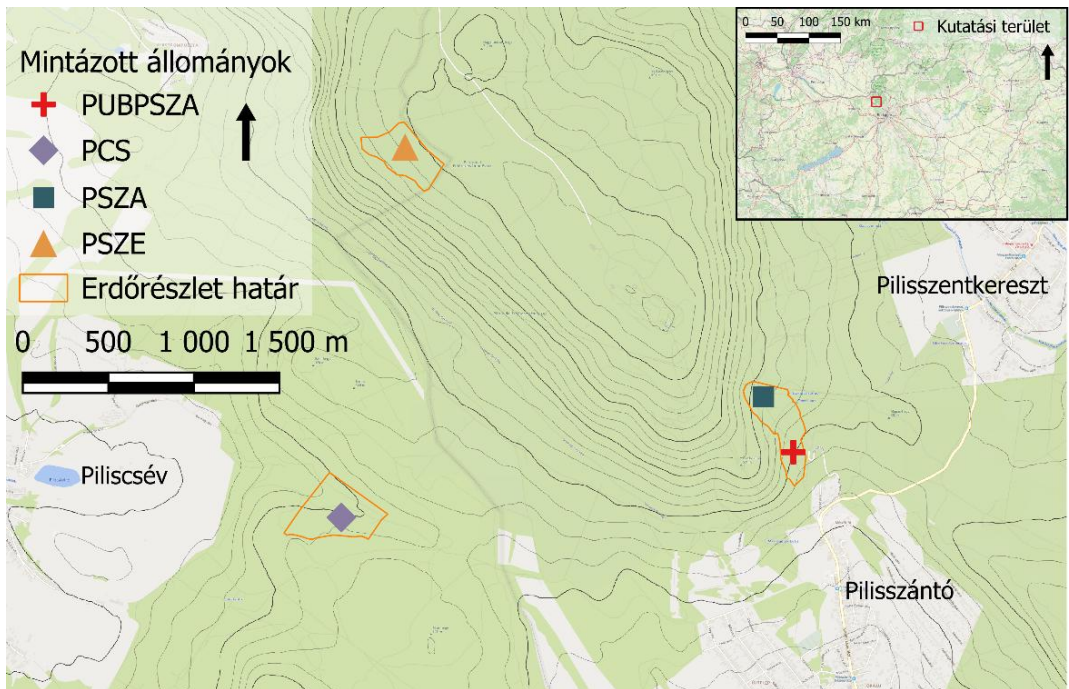
Hazai viszonylatban a tölgyek mind ökológiai, mind erdőgazdasági tekintetben kiemelkedő szerepet töltenek be, jelenleg az ország erdeinek egyharmadát tölgyerdők alkotják (Nemzeti Földügyi Központ 2023). Erdőgazdasági szempontból az egyik legértékesebb tölgy fajunk, a domb-hegyvidéki elterjedésű kocsánytalan tölgy jelenleg 176000 ha-os területen tenyészik. Ezért a klímaváltozás okozta kockázatok e faj esetén nem csak gazdasági, de ökológiai tekintetben is igen lényegesek. Az eddigi kutatási eredmények alapján a klímaváltozás az alkalmas termőhelyek vertikális átrendeződését okozhatja (Gálos & Führer 2018). A kocsánytalan tölgy számára megfelelő termőhelyek magasabb térszintekre tolódhatnak. Ennek kapcsán a már jelenleg is szárazsági határukon tenyésző állományok sorsa kérdéses lehet: képesek-e genetikai diverzitásukra támaszkodva a természetes szelekció révén alkalmazkodni, vagy visszaszorulnak ezekről a termőhelyekről, más fajok pl. a molyhos tölgy térnyerésével. Mivel azonban a tölgyek evolúciós sikere a genetikai változatosságukon túl a fajok közötti jelentős génáramlásban is rejlik (Kremer & Hipp 2020), fontos kérdés az is, hogy létrejönnek-e hibridonák a molyhos és kocsánytalan tölgy állományok határain, és ez a fajok közötti génáramlás jár-e adaptációs előnyökkel.

Kocsánytalan tölgyeseink genetikai diverzitása tekintetében viszonylag kevés információ áll rendelkezésünkre (lásd Cseke et al. 2011, Tóth et al. 2023), ezért kutatásunk során három kocsánytalan tölgy állományban populációgenetikai vizsgálatokat végeztünk a faj szárazsági határának közelében, a Pilis-tető térségében. A genetikai diverzitás felmérése mellett másik célunk, hogy megvizsgáljuk, van-e a fajnak ilyen kis földrajzi léptékben is kimutatható egyedi populációstruktúrája, ami feltehetően az eltérő termőhelyi hatások miatt alakult ki. Genetikai vizsgálatunkat az egyik állomány esetén az ott előforduló molyhos tölgyekre is kiterjesztettük, így az ott fennálló génáramlást is tanulmányozni tudtuk. Kapott eredményeink alapján hasznos következtetéseket vonhatunk le egyrészt a kocsánytalan tölgy hazai genetikai változatosságát illetően a Pilis hegységben, másrészt a molyhos tölgygel fennálló génáramlás mértékét tekintve is. Ezek az eredmények a későbbiekben hozzájárulhatnak a klímaváltozás fajokra gyakorolt hatásainak mélyebb megértéséhez és ez által hatékonyabb erdészeti adaptációs intézkedések kidolgozásához.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Növényanyag

A vizsgálathoz három természetes eredetű, nagyjából ugyanabból a korosztályból származó állományt választottunk ki annak érdekében, hogy képet alkothassunk a kocsánytalan tölgy genetikai diverzitásáról a faj szárazsági határa közelében, illetve, hogy az egyazon földrajzi régión belül esetlegesen kialakult populációstruktúrákat is észlelhessük. Mivel a Pilis-tető környezetében számos szárazsági határán megjelenő állomány található, ezért kiváló helyszín volt mintaterületeink kijelölésére. A kiválasztás alaphipotézise az volt, hogy kis földrajzi távolságra lévő állományok esetén a közöttük lévő nagy ökológiai távolság, ezek genetikai differenciálódásához vezethet. Fő ökológiai gradiensnek, mely mentén kijelöltük a három állományt a tengerszint feletti magasságot választottuk, de figyelembe vettük ezen kívül a kitétséget, a genetikai talajtípust és az erdőtársulás típusát is. Mintavételre mindezek alapján végül a Piliscsév 12/A (PCS), Pilisszántó 12/B (PSZA, PUBPSZA) és Esztergom-Pilisszentlélek 18/B (PSZE) erdőrészleteket jelöltük ki (1. ábra). Az állományok fontosabb jellemzőit az 1. táblázatban foglaltuk össze.



1. ábra: A mintázott tölgy állományok földrajzi elhelyezkedése
Figure 1: Geographic location of the sampled oak stands

Mindhárom mintázott állományban 25-25 kocsánytalan tölgy egyedről gyűjtöttünk levélmintákat DNS kivonáshoz. Annak érdekében, hogy a mintavétel során elkerüljük az esetleges sarj eredetű klón egyedek mintázását, minden szomszédos mintázott egyed között 30 m izolációs távolságot tartottunk



fenn. A Pilisszántó 12/B erdőrésztletben a mintavétel során néhány kocsánytalan tölgy egyeden megfigyeltünk enyhe szőrözöttséget a levélfonák erezte mentén és a hajtáson, illetve a molyhos tölgyre hajazó kéregmintázatot. A molyhos tölgyre jellemző bélyegek megjelenése miatt, ebben az állományban 12 molyhos tölgyről is gyűjtöttünk mintákat a két fajaj közötti esetleges génáramlás vizsgálatára.

1. táblázat: A mintázott állományok főbb jellemzői
Table1: Main attributes of the sampled stands

Erdőrésztlet	Pop ID	n	Fafaj	Kor	Szélesség	Hosszúság	Tszfm.
Piliscsév 12/A	PCS	25	<i>Q. petraea</i>	85	47.6780	18.8473	304
Pilisszántó 12/B	PSZA	25	<i>Q. petraea</i>	79	47.6844	18.8801	477
Pilisszántó 12/B	PUBPSZA	12	<i>Q. pubescens</i>	79	47.6814	18.8825	413
Esztergom-Pilisszentlélek 18/B	PSZE	25	<i>Q. petraea</i>	128	47.6974	18.8522	682

A levélminták mellett hajtásokat is gyűjtöttünk, melyekből herbáriumokat készítettünk. Ezen kívül minden mintázott egyed esetén rögzítettük a törzs GPS koordinátáit, a mellmagassági átmérőt két irányból, a famagasságot, az egyed szociális helyzetét, a törzs minőségét, illetve a kéregmintázatról fényképet készítettünk. A herbáriumok scannelt változata és a kéregmintázatokról készült képek a következő adatbázisban érhetők el: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10977473>.

Laboratóriumi vizsgálatok

Össességében 87 növény minta állt rendelkezésre a genetikai vizsgálataink elvégzésére. Ennek során először a DNS kivonást végeztük el a begyűjtött levélmintákból Dumolin et al. (1995) szerint (részletes protokollt lásd. Bruegmann et al. 2022). A vizsgált egyedek genotipizálására 12 nukleáris mikroszatellit markert használtunk. Ezek a fehér tölgyek populációgenetikai vizsgálataira korábban már sikerrel alkalmazott QrZAG sorozatból (Kampfer et al. 1998), a QpZAG sorozatból (Steinkellner et al. 1997) és az MSQ sorozatból (Dow et al. 1995) származnak. A markereket két szettbe rendeztük úgy, hogy a kapilláris gélelektroforézis során a fragmenshosszak vagy a jelölésükre alkalmazott festék vagy mérettartományuk alapján különüljenek el. Az 1. szett a következő markereket tartalmazta (zárójelben az alkalmazott fluoreszcens festékkel): QpZAG 9 (PET), QpZAG 1/5 (VIC), QpZAG 16 (6-FAM), QpZAG 36 (6-FAM), QpZAG 110 (NED), QrZAG 7 (PET), QrZAG 11 (VIC) és MSQ4 (VIC). A 2. szett komponensei a következők voltak: QrZAG 87 (PET), QrZAG 30 (VIC), QrZAG 101 (NED) és MSQ13 (6-FAM). A kiválasztott markereket a külön PCR reakciókban szaporítottuk fel az egész mintasoron az eredeti protokollokat követve. A fragmentanalízist a BIOMI Kft (Gödöllő) végezte ABI 35000xl készüléken.

Populációgenetikai elemzések

A fragmentanalízis beérkezett nyers eredményei alapján, a fragmenshosszakot az Osiris szoftverben (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/osiris/overview/>) olvastuk le. A leolvasott fragmenshosszakot ezután a GenAIEx (Peakall & Smouse 2006; Peakall & Smouse 2012) szoftverben rögzítettük. Az adatok minőségellenőrzése során a QPPSZ_18B_13 egyed lokuszainak többségén hiányoztak az értékek, ezért a genotípust töröltük az adatsorból. Így eggyel kevesebb, összesen 86 egyeddel vé-

geztük a populációgenetikai számításokat. Azért, hogy az eredmények több irányból is alátámaszthatóak legyenek, a populációgenetikai vizsgálatainkat többféle módszer alkalmazásával is elvégeztük. Az alapvető populációgenetikai számítások a GenAlex szoftverrel készültek. Ennek első lépéseként kiszámítottuk a vizsgált állományok főbb populációgenetikai mutatóit, melyek a markerenkénti allélszámok (N_a), az effektív allélszám (N_e), az egyedi allélek száma (N_p), a Shannon-index (I), a megfigyelt heterozigócia (H_o), a számított heterozigócia (H_e), az egyedszámmal súlyozott számított heterozigócia (uH_e) és a fixációs index (F) voltak.

Az egyedi genotípus adatokból távolság mátrixokat készítettünk a GenAlex szoftver genetikai távolság (genetic distance) funkciójával. Ezeket felhasználva az egyedek és populációk egymáshoz viszonyított genetikai viszonyának értékelésére főkoordináta elemzéseket végeztünk a szoftver PCoA programjával. Az első három főkoordinátát, melyek a teljes variancia legnagyobb hányadát hordozzák – az egyedek és a populációk szintjén egyaránt – háromdimenziós pontdiagrammokon ábráztuk, a "matplotlib" könyvtár alkalmazásával Python környezetben (Hunter 2007).

Azért, hogy a vizsgált állományok közötti differenciálódás fennállásáról információt nyerjünk a létrehozott genotípus táblázat felhasználva a GenAlex szoftverben molekuláris varianciaanalízist (AMOVA) is végeztünk, melyben a permutációk számát 999-re állítottuk. Az ennek eredményeképpen kapott populációk közötti fixációs indexeket és ezek szignifikanciáját hőtérképen ábráztuk Python környezetben a „seaborn” könyvtár (Waskom 2021) segítségével.

A populáció struktúrák részletesebb elemzésére egy másik megközelítésben, a STRUCTURE szoftverrel (Pritchard et al. 2000) elemeztük az adatokat. Ennek végeredményeit a STRUCTURE HARVESTER programmal (Earl & vonHoldt 2012) dolgoztuk fel, majd az egyedekből kialakítható genetikai csoportok legvalószínűbb számát az Evanno-módszer (Evanno et al. 2005) alapján határoztuk meg. A kimutatott genetikai csoportok grafikus ábrázolására az R szoftverben a „ggplot2” csomagot használtuk.

Mivel a pilisszántói állomány esetén felmerült az esetleges génáramlás lehetősége az ott megtalálható molyhos tölgy és kocsánytalan tölgy egyedek között, ezért arra is kerestük a választ, hogy ez a génáramlás milyen mértékben állhat fenn, illetve, hogy a másik két állomány esetén is kimutathatók-e a génáramlás jelei. Ennek egyszerű szemléltetésére egy egyedi allél mátrixot készítettünk az egyes állományok párba állításával, melyben azoknak az alléleknek a számát ábráztuk, amelyek kizárólag az adott állománypár egyedeiben fordulnak elő, a többiből pedig hiányoznak. A létrehozott mátrixot ezután Python környezetben a „seaborn” könyvtár segítségével hőtérképként ábráztuk.

EREDMÉNYEK

Az alkalmazott 12 nukleáris mikroszatellit marker kellően polimorfnek bizonyult mind az egyedi szintű azonosításhoz, mind a populációgenetikai sajátosságok elemzéséhez. Az alkalmazott marker nagy variabilitással rendelkeztek és nagyszámú allélvariánst eredményeztek az összes vizsgált állományban, mindkét tölgy faj esetében (2. táblázat). A legnagyobb allélváltozatosságot a QpZAG16-os marker mutatta 23 allélvariánssal a PSZA populációban, míg a legalacsonyabb értéket a QrZAG11-es és az MSQ13-as markerek mutatták 6-6 allélvariánssal a PCS, illetve PSZE állományokban. Ugyanakkor a vizsgált populációkban más-más markerek rendelkeztek a legmagasabb és a legalacsonyabb allélszámokkal, tehát egyik marker esetében sem állítható általánosan, hogy túl alacsony vagy épp kiugró allélváltozatossággal rendelkezik minden vizsgált helyszínen.



2. táblázat: Az alkalmazott 12 marker allélváltozatossága és megfigyelt hosszstartományja a vizsgált populációkban (N_a = markerenként előforduló allélszám, N_e = effektív allélszám)

Table 2: The allelic composition of the applied 12 markers and the fragment length range in the investigated populations (N_a = number of alleles per loci, N_e = effective number of alleles)

Marker	Marker szett (jelölés)	N_a				N_e				Allélhossz értékek
		PCS	PSZA	PSZE	PUBPSZA	PCS	PSZA	PSZE	PUBPSZA	
QrZAG 7	1 (PET)	17	15	14	9	10,870	8,333	8,288	7,784	135-189
QpZAG16	1 (6-FAM)	16	23	15	12	7,024	13,587	7,529	7,200	158-197
QpZAG 1/5	1 (VIC)	16	16	14	13	10,504	7,576	8,229	11,077	155-200
QpZAG 9	1 (PET)	12	14	10	10	7,576	8,013	7,890	6,400	202-278
MSQ4	1 (VIC)	9	10	8	8	5,297	5,365	4,608	6,261	217-241
QpZAG36	1 (6-FAM)	18	18	14	7	11,062	11,905	9,216	4,114	218-246
QpZAG 110	1 (NED)	17	16	15	8	5,952	5,814	9,846	3,429	223-273
QrZAG 11	1 (VIC)	6	15	12	10	3,378	5,760	4,397	6,061	257-321
QrZAG 87	2 (PET)	10	12	12	8	6,757	6,545	6,857	2,692	109-155
QrZAG 101	2 (NED)	12	16	14	8	5,969	7,440	7,291	5,538	124-175
QrZAG 30	2 (VIC)	13	18	15	15	2,660	4,630	3,681	10,667	171-245
MSQ13	2 (6-FAM)	9	10	6	9	4,139	4,266	2,762	6,545	190-230

Az főbb populációgenetikai mutatókat tekintve (3. táblázat), a pilisszántói kocsánytalan tölgy állomány (PSZA) rendelkezik a legmagasabb diverzitás értékekkel. Kitűnik a másik két kocsánytalan tölgy állomány (PCS, PSZE) közül, amelyek egymáshoz hasonló populációgenetikai mutatókkal rendelkeznek. A molyhos tölgy állományhoz (PUBPSZA) rendszerint a legalacsonyabb értékek tartoznak, bár ebben az esetben a fele akkora mintaszámot is tekintetbe kell venni. Az egyszámmal súlyozott heterozigócia értéke viszont kivételt képez, ebben az esetben ugyanis a molyhos tölgy állomány jelentősen kisebb egyszáma nem okoz különbséget, az állományhoz a második legnagyobb heterozigócia érték tartozik. Az egyszámmal súlyozott heterozigócia esetében, a pilisszántói molyhos és kocsánytalan tölgy állományokban megfigyelt heterozigócia többlet, amely bár nem kiugró érték, a terepen feltételezett génáramlás következménye lehet. A fixációs index értékei egyik vizsgált állomány esetében sem utalnak a véletlen párosodástól való eltérésre. Ez a mutató egyben azt is jelzi, hogy a választott markerek megfelelőek a populációgenetikai vizsgálatok elvégzésére, illetve a mintaszám is kellően nagy.

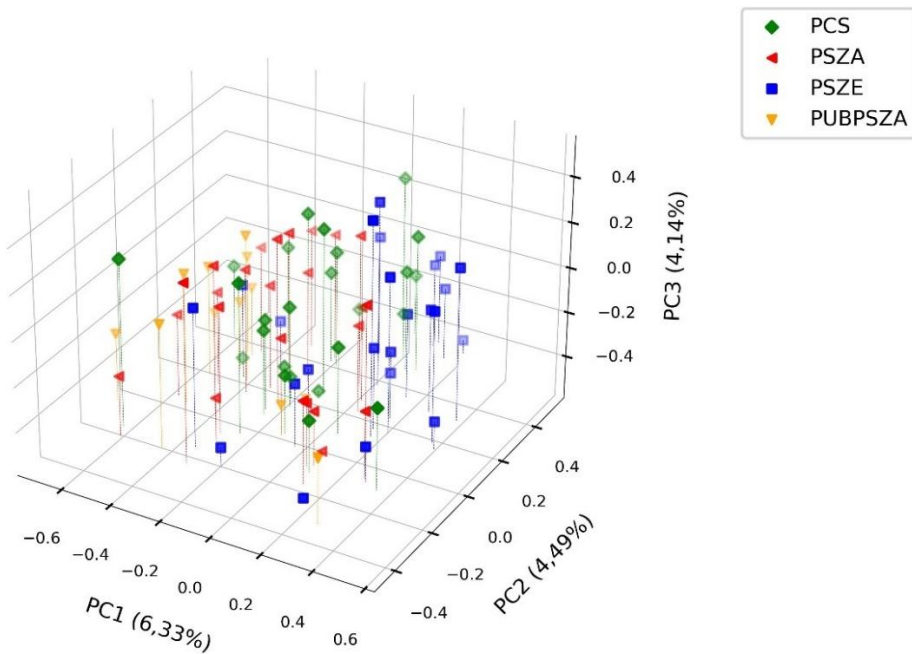
3. táblázat: A vizsgált állományok fontosabb populációgenetikai mutatói az alkalmazott 12 marker átlagában kifejezve (Pop ID = populációazonosító, n = mintázott egyedek száma, N_a = markerenként előforduló allélszám, N_e = effektív allélszám, N_p = egyedi allélszám, I = Shannon-index, H_o = megfigyelt heterozigócia, H_e = számított heterozigócia, uH_e = egyszámmal súlyozott heterozigócia, F = fixációs index)

Table 3. Population genetic indices of the investigated stands

(mean average of the 12 loci, where Pop ID: population identifier, n = number of samples, N_a = number of alleles per loci, N_e = effective number of alleles, I = Shannon index, H_o = observed heterozygosity, H_e = expected heterozygosity, uH_e = unbiased expected heterozygosity, F = fixation index)

Pop ID	n	N_a	N_e	N_p	I	H_o	H_e	uH_e	F
PCS	25	12,917	6,766	20	2,112	0,765	0,822	0,839	0,075
PSZA	25	15,250	7,436	35	2,287	0,840	0,850	0,867	0,012
PSZE	24	12,417	6,716	23	2,114	0,790	0,827	0,845	0,052
PUBPSZA	12	9,750	6,481	16	2,003	0,751	0,819	0,855	0,080
Átlag	21,5	12,583	6,850	23,5	2,129	0,787	0,829	0,851	0,055

Következő lépésben az egyedek és állományok közötti kodomináns genetikai távolságok alapján főkoordináta elemzést hajtottunk végre az egyedek, majd az állományok szintjén. A 2. ábrán az egyedek szintjén elvégzett főkoordináta elemzés látható. Az elemzés során egy pontfelhőt kaptunk, amelyben a pontok térbeli helyzete az egyedek közötti genetikai különbségek mértékére utal. Noha az ábrán az egyes állományokba tartozó egyedek pontfelhői átfednek egymással, az állományok között egy enyhe differenciálódás megfigyelhető. Az 1. tengely hordozza a variancia legnagyobb hányadát, így az ebben az irányban történő differenciálódás a legmeghatározóbb. Ebben az esetben megfigyelhető, hogy a PUBPSZA állomány pontjainak nagy része bal oldalon tömörül, a PSZE állomány pontjai pedig jobb oldalon, köztük pedig a PCS és PSZA állományok pontjai helyezkednek el. Megjegyzendő az is, hogy a PUBPSZA és PSZA állományok jelentős része az ábra szerint közeli kapcsolatban van egymással.

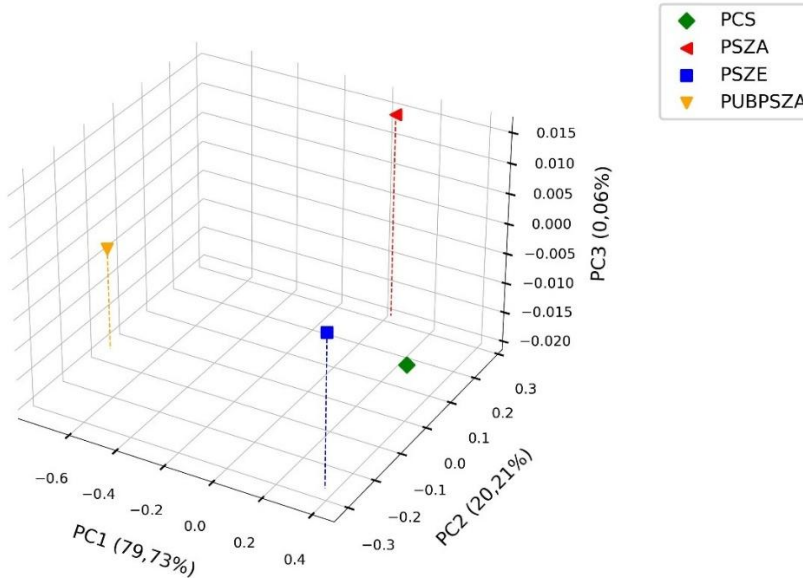


2. ábra: Főkoordináta elemzés (PCoA) minden vizsgált faegyedre, ahol a tengelyek által reprezentált variancia hányadát a tengelyfeliratokban szerepel

Figure 2: Principal coordinate analysis of the investigated tree individuals, the variance percentage represented by the axes is given in the axis labels

Az állományok szintjén elvégzett főkoordináta elemzés eredménye a 3. ábrán látható. Az állományok közötti eltérések itt már szembetűnőbbek. Ebben az esetben a molyhos tölgy állomány került a legmesszebb a másik három állománytól. Ez várható is volt, hiszen egy másik fajról van szó. Ebben az esetben is az 1. tengely képviseli a variancia legnagyobb hányadát, a tengely mentén a kocsánytalan tölgy állományok közel egy magasságban vannak. A kocsánytalan tölgy állományok közül a PSZA és PCS állományok vannak egymáshoz a legközelebb, a két pont közti legnagyobb eltérést a harmadik, egyben a varianciának csak elenyésző hányadát hordozó tengely okozza. Ezzel

szemben a PSZE állomány esetén a differenciálódás jelentősebb, hiszen ez nagyrészt a nagyobb variáciát hordozó második tengely mentén történik. A molyhos tölgy állomány az ábra alapján a PSZA állományhoz állhat a legközelebb, mivel a leginkább differenciáló első tengelyen az utóbbi állománytól található a legkisebb távolságra.



3. ábra: Főkoordináta elemzés (PCoA) a vizsgált tölgy állományokra, ahol a tengelyek által reprezentált variancia hányad a tengelyfeliratokban szerepel

Figure 3: Principal coordinate analysis of the investigated oak stands, the variance percentage represented by the axes is given in the axis labels

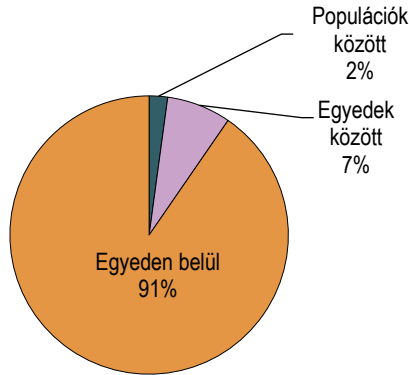
Az állományok közötti differenciálódás további vizsgálatához AMOVA elemzést végeztünk (4. táblázat, 4. ábra). A varianciaanalízis F_{st} értéke alapján a vizsgált állományok genetikai összetételében szignifikáns különbség van. A populációkon belül nem találtunk szignifikáns eltérést az egyedek között (az F_{is} érték nem szignifikáns), tehát a vizsgált állományokon belül nem feltételezhetők szubpopulációs struktúrák.

4. táblázat: Molekuláris varianciaanalízis (AMOVA) eredményei a megmintázott állományokkal (df = szabadság fok; SS = eltérés-négyzetösszeg; MS = szórásnégyzet; Est. Var. = becslált variancia komponens; % = variancia komponens hányada a teljes varianciában; F-Stat. = F statisztikák; P = F statisztikák p értéke; P(rand>=data) = annak a valószínűsége, hogy a véletlen érték nagyobb vagy egyenlő, mint a megfigyelt érték; *szignifikáns összefüggés)

Table 4: Analyses of molecular variance (AMOVA) on the sampled stands (df = degree of freedom, SS = sum of squares, MS = mean square, Est. Var. = estimated variance, % = percentage of the variance component, F-stat. = F statistics, P = P value for F statistics, $P_{(rand \geq data)}$ = probability of random value is greater or equal to the observed value, *significant correlation)

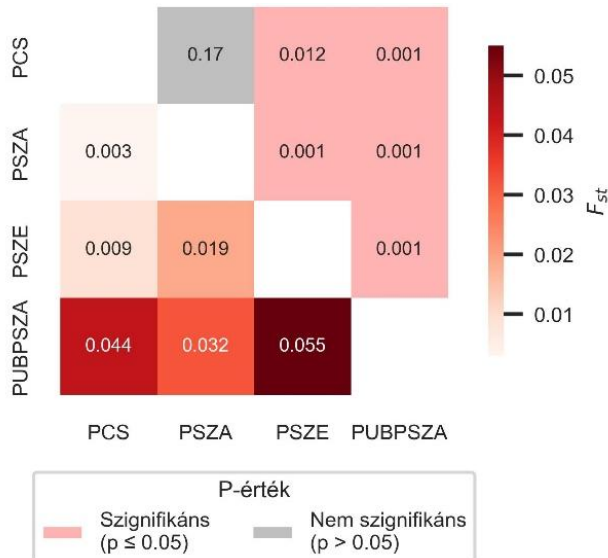
Variancia forrása	df	SS	MS	Est. Var.	%	F-Stat.	P	$P_{(rand \geq data)}$
Populációk között	3	30,697	10,232	0,112	2%	F_{st}	0,021*	0,001
Egyedek között	82	452,105	5,513	0,390	7%	F_{is}	0,076	0,001
Total	171	889,802		5,235	100%	F_{it}	0,096	0,001

A teljes molekuláris variancia legnagyobb része (91%) egyeden belül mutatható ki, az egyedek közötti variancia 7%, míg a populációk közötti variancia 2%.



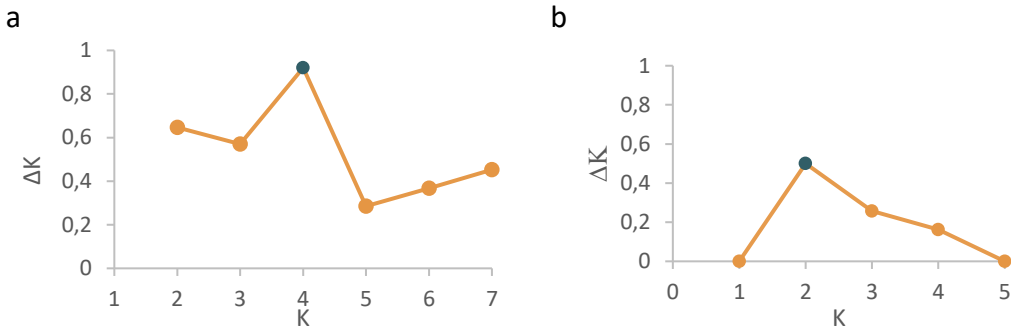
4. ábra: Molekuláris variancia komponensek aránya a vizsgált állományokra
Figure 4: Proportion of molecular variance components for the studied stands

Ahhoz, hogy azt is megvizsgáljuk, hogy a differenciálódás mértéke mely állományok között szignifikáns, az AMOVA elemzés során kiszámítottuk az egyes állományok közötti fixációs indexeket és ezek páronkénti P értékeit (0.05 szignifikancia szint mellett értékelve) (5. ábra). Ennek eredményeként szignifikáns differenciálódást állapítottunk meg a PUBPSZA és mindhárom kocsánytalan tölgy állomány között. Ezen kívül a PSZE állomány is szignifikánsan eltért a PSZA és PCS állományoktól. A PSZA és PCS állományok között viszont nem volt szignifikáns a differenciálódás.



5. ábra: Az állományok közötti fixációs index (F_{st}) (diagonál alatt) és ezek szignifikanciája (diagonál felett)
Figure 5: Fixation indices between stands (F_{st}) (above diagonal) and their significance (below diagonal)

A populációstruktúrák részletesebb elemzésére a következő lépésben két klaszteranalízist futtattunk le a STRUCTURE programban. Az elsőben a kocsánytalan tölgy állományokkal együtt vizsgáltuk a molyhos tölgy egyedeket is, míg a második analízisben pedig csak a három kocsánytalan tölgy állomány adatait használtuk. Az első analízis során kettőtől nyolc klaszterig ($K=1-8$) futtattuk le a programot. A futtatást követően az Evanno-módszer alkalmazásával az összes egyed négy csoportra osztását ($K4$) találtuk a legvalószínűbbnek (6/a. ábra). A második analízist kettőtől öt klaszterig ($K=1-5$) futtattuk le, majd az Evanno-módszer (6/b. ábra) alkalmazásával az egyedek két csoportra osztását ($K2$) találtuk legvalószínűbbnek.



6. ábra: A legvalószínűbb csoportszám kiválasztása a STRUCTURE vizsgálatban az Evanno-módszer alapján az összes tölgy állomány (a) és csak a kocsánytalan tölgy állományok esetén (b)

Figure 6: Selection of the most probable number of clusters in the STRUCTURE analysis based on the Evanno method for all oak stands (a) and only for sessile oak stands (b)

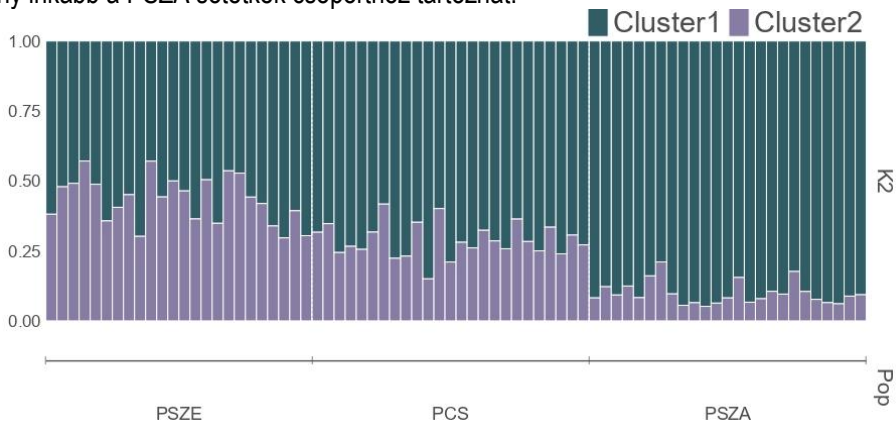
A 7. ábra szemlélteti az első elemzés eredményeit, ahogy a STRUCTURE algoritmus először kettő, majd három és végül a legvalószínűbb négy csoportba rendezi a vizsgált állományok egyedét. A $K2$ elemzésben a molyhos tölgy állomány (PUBPSZA) és a PSZA állomány válik külön a PSZE és PCS állományoktól. A sötétlila feltehetően kocsánytalan tölgy jellegű csoport aránya, átmenetet képez a molyhos tölgy állomány felé. A sötétkék csoport meghatározó jelenléte minden állományban a fehér tölgyekre jellemző jegy lehet. A $K3$ elemzésben nagyon hasonló mintázatot lehet megfigyelni, a kocsánytalan tölgy állományokban. A molyhos tölgy állomány itt még egyértelműbben elválik a másik három állománytól a világos lila csoport erőteljes megjelenésével. A kocsánytalan tölgy állományokban kismértékben szintén megjelenik a világos lila csoport, a PSZE állományban elhanyagolhatóan kis mértékben. A $K4$ elemzés mutatja a feltételezett valós struktúrát a kocsánytalan tölgy állományok között. A $K2$ elemzésnél a PSZE és PCS állományokat soroltuk egy csoportba, de a $K4$ elemzés szerint ez a csoportosítás tovább bontható. A PSZA és a PCS állományok genetikai közelségét a sötét lila csoport mutatja. A PUBPSZA állomány továbbra is elválik az újonnan megjelent sárga csoport miatt. A PSZE állomány szintén elválik, mert a sötétlila csoportból keveset tartalmaz, ennek ellenére a világos lila csoport miatt érzékelhető a közelsége a PCS állományhoz. Ezen kívül az is megfigyelhető, hogy a molyhos tölgy állományhoz a PSZA állomány mintázata a leghasonlóbb, a világos lila és sötétkék csoportok aránya miatt. Ez utóbbit alátámasztja a főkoordináta elemzések eredménye is.



7. ábra: Az összes tölgy állományokra elvégzett STRUCTURE elemzés eredményei, ahol az oszlopok az egyes egyedek színekkel jelölt genetikai csoportokhoz való tartozásának valószínűségét jelölik

Figure 7: Results of STRUCTURE analysis for all investigated stands, where the bars represent the probability of each individual belonging to the genetic group indicated by the colours

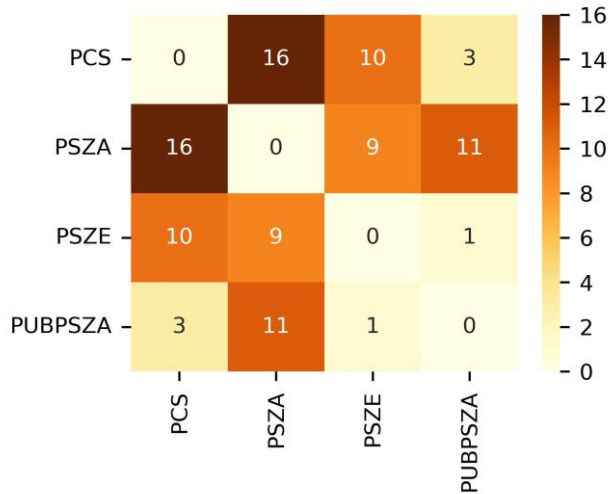
A három kocsánytalan tölgy állomány genetikai struktúrájának mélyebb feltárására külön elemzést végeztünk. A 8. ábra szemlélteti az analízis eredményét, mely átmenetet mutat a PSZE és PSZA állományok között. A jobb oldali PSZA állományban domináns a sötétkék csoport, a PCS állományban ez a dominancia csökken, de minden egyedben 50% feletti a sötétkék csoport aránya. A PSZE állományban hat egyed esetében lépi át a sötét lila csoport aránya az 50%-ot. A PCS állományban igaz, hogy jelentős a sötét lila csoport aránya is, de ez egyértelműen kevesebb 50%-nál, így az állomány inkább a PSZA sötétkék csoportához tartozhat.



8. ábra: A kocsánytalan tölgy állományokra elvégzett STRUCTURE elemzés eredményei, az oszlopok az egyes egyedek színekkel jelölt genetikai csoportokhoz való tartozásának valószínűségét jelölik

Figure 8: Result of STRUCTURE analysis for the sessile oak stands, the bars represent the probability of each individual belonging to the genetic group indicated by the colours

Az egyes állományok közötti génáramlás mértékének megállapítása érdekében megvizsgáltuk, hogy az állományok páronként mennyi közös egyedi allélt tartalmaznak, majd ezekből az adatokból hőtérképet készítettünk (9. ábra). A molyhos tölgy állomány oszlopában található értékek közül kiugró a PSZA állománnyal 11 közös egyedi allél, ami a másik két kocsánytalan tölgy állományban nem megtalálható. A közös egyedi allélek száma ebben az esetben a két faj közötti génáramlásra utalhat, mely a fajok mintaterületen való közös előfordulása miatt is várható. Meglepő azonban, hogy a PSZA állománynak több közös egyedi alléja van a molyhos tölgy állománnyal, mint az azonos fafajú PSZE állománnyal. Ezen a kiugró értéken kívül az eddig leírt mintázatot ismerhetjük fel ebben az elemzésben is.



9. ábra: Az állományok páronként vett egyedi alléljainak összehasonlító mátrixa
 Figure 9: Comparative matrix for the number of private alleles within pairs of stands

EREDMÉNYEK MEGVITATÁSA

A Pilis-tetőn végzett vizsgálat eredményei az összes elemzés során hasonló karakterisztikát mutatnak. Várható eredmény volt a molyhos tölgy állomány elkülönülése a három kocsánytalan tölgy állománytól. Ezt az összes elemzés során sikerült meggyőzően kimutatni. A kutatás alapvető célja viszont a három kocsánytalan tölgy állomány közötti genetikai különbségek felderítése volt. Az AMOVA elemzés alapján ki tudtunk mutatni szignifikáns különbséget az állományok között, annak ellenére, hogy a kocsánytalan tölgy szaporodási rendszere (pl.: szélbeporzás, nagy effektív populációméret) és az állományok közötti csekély földrajzi távolság miatt az állományok között lehetséges a génáramlás, így logikusnak tűnhetne, hogy a három vizsgált állomány valójában egy nagy populációt képvisel. Az állományok szintjén a főkoordináta elemzés vizuálisan mutatta meg a kocsánytalan tölgy állományok egymáshoz való viszonyát. Fontos a koordináta rendszer tengelyei közötti hierarchia szem előtt tartása. Az első tengely képviseli a variancia legnagyobb hányadát, utána a második tengely kisebb részt képvisel, végül a harmadik tengely a legkisebb hányadot. A háromdimenziós ábra ezért kicsit becsapós lehet, hiszen a teljes varianciát különböző mértékben reprezentáló tengelyek mentén történő elkülönülés térbeli mértéke nem azonos a genetikai különbség mértékével. Ezt

figyelembe véve megállapítható, hogy a vizsgált kocsánytalan tölgy állományok közül a PSZE állomány különül el a legjobban, míg a PCS és PSZA állományok között ennél kisebb különbség fedezhető csak fel. Utóbbiak esetén az AMOVA vizsgálat során sem tapasztaltunk szignifikáns differenciálódást. A nagyobb felbontást biztosító STRUCTURE vizsgálat eredményei alapján a PSZE állományhoz genetikai értelemben a PCS állomány közelebb áll, mint a PSZA állomány.

Noha a szélbeporzású szaporodási rendszer elméletben lehetővé teszi a génáramlást a vizsgált állományok között, a PSZE állomány elkülönülése feltehetőleg a korlátozott génáramlás eredménye lehet, melyre az állományok termőhelyi adottságai adhatnak magyarázatot. Mivel ez a legmagasabban fekvő állomány, elképzelhető, hogy a másik két állomány virágzási ciklusa éppen annyival tolódik el a különböző termőhelyi viszonyok miatt, hogy az átporzás lehetősége jelentősen csökken. Neheztítő körülmények lehetnek még a helyi szélviszonyok is, előfordulhat, hogy az uralkodó szélirány és a domborzat a háromból csak két állomány közti szaporodást teszi lehetővé, legalábbis az átporzás mértékét jelentősen befolyásolhatja. Feltételezésünk szerint a PSZA és PCS állományok virágzási ciklusai időben nem különböznek jelentősen, ezért az állományok közötti átporzásra van időbeli lehetőség. A PSZE és PCS állományok a tájból hirtelen kiemelkedő Pilis-tető DNY-i oldalán való elhelyezkedése növelheti az átporzás valószínűségét, az eltolódott virágzási ciklusok miatt rendelkezésre álló kisebb időablak esetén is, hiszen a hegyoldalon lefutó szél elősegítheti a pollenek mozgását. A PSZA állomány a Pilis-tető DK-i lejtőjén helyezkedik el, így a szélviszonyok feltehetőleg csökkentik az átporzás lehetőségét különösen a PSZE állománnyal. Ezek az adottságok magyarázhatják azt, hogy az elkülönülő PSZE és a PSZA állomány között jelentősebb differenciálódás alakult ki, mint a PCS és PSZE között.

A kistajok jelenléte szintén hatással lehet ezekre a folyamatokra. Erre vonatkozóan mindenképpen érdemes lenne folytatni a kutatást. Így további betekintést nyerhetnénk a faj szaporodásbiológiájába, illetve az állományok közötti génáramlást befolyásoló paraméterekbe. Ezen kívül morfológiai bélyegek alapján érdemes lenne felderíteni az állományokban potenciálisan jelen levő kocsánytalan tölgy kistajok arányát is.

A molyhos tölgy állományt alapvetően azért vettük be a vizsgálatba, mert a PSZA kocsánytalan tölgy állomány mintázása közben az állományban elegyfajként megtalálható molyhos tölgy morfológiai bélyegeit fedeztük fel néhány kocsánytalan tölgy egyeden. Az állományokkal elvégzett főkoordináta és STRUCTURE elemzésekben a molyhos tölgy csoport ugyan jól elkülönült, de mindkét esetben az egy helyről származó PSZA állomány állt a legközelebb hozzá, mely utalhat a két faj közötti lokális génáramlásra. Továbbá a számított diverzitási mutatók értékeit tekintve a PSZA állomány kiemelkedő értékekkel rendelkezik a három kocsánytalan tölgy állomány közül. Ez a diverzitás többlet akár a molyhos tölgyektől is származhat. A közös egyedi allélek vizsgálata alapján a PSZA és PUBPSZA állományok kiugróan nagyszámú (11) közös egyedi alléllal rendelkeznek, míg a PCS állománynak három, a PSZE állománynak pedig csupán egy közös egyedi allélla van a PUBPSZA állománnyal. Emellett az a jelenség, hogy a PSZA állománynak kevesebb közös allélla van a PSZE állománnyal, mint a PUBPSZA állománnyal, annak ellenére, hogy utóbbi egyedei másik fajfajhoz tartoznak, szintén arra utalhat, hogy a pilisszántói állományban génáramlás zajlik a kocsánytalan és molyhos tölgyek között.

Ugyan a Pilis-tető térségében végzett vizsgálatunk célja a helyi kocsánytalan tölgyesek genetikai szerkezetének feltárása volt, az alkalmazott markerek hasonlósága lehetőséget nyújt más, nemzetközi vizsgálatokkal történő összevetésre is.

A Neophytou et al. (2010) által alkalmazott 20 marker tartalmazta azokat is, amelyekkel mi dolgoztunk, így ezekre vonatkozóan is találhatunk értékes adatokat. A heterozigócia értékei például



nagyon hasonlóan alakultak, mind a németországi, mind a balkáni állományokban a hazai értékekhez. A QrZAG 30, 96 és 112 markerek kifejezetten jól szerepeltek a vizsgálatban szereplő két fehér tölgy faj (kocsányos és kocsánytalan tölgy) azonosításában. A QpZAG1/5, 15, 110, QrZAG87 és 101 markerek pedig a földrajzi elkülönülésben játszottak szerepet mindkét faj esetében.

Dostálek et al. (2011) kutatásában, amely csehországi kocsánytalan tölgyesek diverzitását vizsgálta, a heterozigócia értékek a PSZA állományhoz voltak leginkább hasonlóak, az általunk megmintázott többi állomány értékei egy kicsivel alacsonyabbak. Azt is ki kell ugyanakkor hangsúlyozni, hogy a vizsgált mintaszám négyszerese volt a cseh állományokban a hazai 25-25 egyedhez viszonyítva. Ennek fényében a heterozigócia értékek eltérése nem számottevő. Ezen kívül, a csehországi vizsgálat az előző vizsgálatokhoz képest eggyel kisebb földrajzi léptékben (egy országon belül) folyt ugyan, de a hazai vizsgálatunkhoz képest még így is egy nagyságrenddel nagyobb földrajzi távolságról van szó a vizsgált populációk között.

Dvorak et al. (2022) Csehország szerte hasonlóan a mi vizsgálatunkhoz 30 egyedet mintázott meg állományonként, de több (18) markert használt a genetikai elemzésekhez. Ezek közül hármat saját kutatásunkban is alkalmaztunk (QpZAG110, QrZAG7, QrZAG11). A vizsgált állományok főbb populáció genetikai mutatói – lokuszonkénti átlagos allélszám (N_a), heterozigócia (H_o, H_e), Shannon-index (I) – értékei konzekvensen kis mértékben kisebbek az általunk mért adatoknál, talán ez az egyirányú különbség a különböző markerszettek alkalmazásából adódik.

Curtu et al. (2015) kutatásában, amely egy romániai elegyes tölgyes finomléptékű szerkezetét tárta fel, a vizsgált markerekben szintén volt átfedés. Ebben az esetben a heterozigócia hasonlóan alakult, mint a hazai vizsgálatunkban. Mivel ez az említett vizsgálat egy állományban folyt, viszont finomléptékű mintázással, amely az összes jelenlévő egyedet érintette, ezért az összevetés lehetősége itt is korlátozott. A szerzők által alkalmazott térbeli genetikai struktúra elemzése (SGS, spatial genetic structure) ugyanakkor egy érdekes felvetés. A jövőben érdemes lenne ezt is ellenőrizni, azonban ehhez mindenképp szükséges a vizsgált egyedszám növelése. Az alkalmazott markerek nagy száma minden esetre biztató.

Összefoglalva elmondható, hogy az általunk végzett vizsgálat eredményei összhangban állnak a kocsánytalan tölgyön, hasonló markerekkel végzett nemzetközi kutatások eredményeivel is.

ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálat során egy kis földrajzi területen térképeztük fel három kocsánytalan tölgy állomány diverzitását és populációstruktúráit. Eredményeink alapján a kocsánytalan tölgy esetében ilyen finomléptékben is kimutatható a populációk genetikai struktúráldása, mely feltehetően a nagy termőhelyi különbségek és a domborzati hatások miatt alakulhatott ki. Véleményünk szerint ezt hasznos lenne további kutatások keretében vizsgálni az ország többi régiójában is. Ezek a vizsgálatok lehetőséget adhatnak a finomléptékű állománystruktúra országos áttekintésére, illetve az egyes régiók összehasonlítására, vagy akár a jelenlegi szaporítóanyag származási körzetek határainak felülvizsgálatára. A klímaváltozás előrehaladásával egyre fontosabb lenne ismernünk a magyarországi erdők genetikai hátterét, hogy az erdőgazdálkodás során szükségszerű döntések meghozatalában döntéstámogató információként álljon a gazdálkodók rendelkezésére.

A molyhos tölgy és a kocsánytalan tölgy között feltételezett génáramlás további vizsgálata is fontos lehet. Ugyanis a molyhos tölgy egy olyan hazai fafaj, amely a klímaváltozás negatív hatásaival szemben ellenállóbb lesz, úgymond „nyertese” lehet a klímaváltozásnak egyes helyeken. Ha a két

faj közötti génáramlás következtében a kocsánytalan tölgy jobban tud alkalmazkodni a klímaváltozáshoz, ez néhol akár a faj túlélésének kulcsát is jelentheti. Az itt közölt eredményeink alapján a génáramlás pozitív hatásaira ugyan nem lehet közvetlenül következtetni, a génáramlás fennállásának tényére viszont igen. A későbbiekben tehát a kérdés fontossága miatt érdemes lenne célzott kutatást végezni a jelenség pontosabb megismerésére.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A terepi mintavételezésben Farkas Máté segítségével, a laboratóriumi munkákban Molnár Csilla segítségével tartozunk hálás köszönettel. A terepi mintavételezésben és a mintaterületek kiválasztásában nyújtott segítségével a Pilisi Parkerdő Zrt. pilisszentkereszti erdészeti vezetőjének, Farkas Viktornak is hálás köszönettel tartozunk.

A Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-23-I kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Brueggemann T., Fladung M. & Schroeder H. 2022: Flexible DNA isolation procedure for different tree species as a convenient lab routine. *Silvae Genetica* 71:20–30. <https://doi.org/doi:10.2478/sg-2022-0003>
- Curtu A.L., Craciunescu I., Enescu C.M., et al. 2015: Fine-scale spatial genetic structure in a multi-oak-species (*Quercus spp.*) forest. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 8:324. <https://doi.org/10.3832/ifor1150-007>
- Cseke K., Bordács S. & Borovics A. 2011: Egy elegyes tölgyes taxonómiai és genetikai szerkezetének elemzése. *Erdészettudományi Közlemények*: 1:95–105.
- Dostálek J., Frantik T. & Lukášová M. 2011: Genetic differences within natural and planted stands of *Quercus petraea*. *Central European Journal of Biology* 6:597–605. <https://doi.org/10.2478/s11535-011-0034-8>
- Dow B.D., Ashley M. V. & Howe H.F. 1995: Characterization of highly variable (GA/CT)_n microsatellites in the bur oak, *Quercus macrocarpa*. *Theoretical and Applied Genetics* 91:137–141. <https://doi.org/10.1007/BF00220870>
- Dumolin S., Demesure B. & Petit R.J. 1995: Inheritance of chloroplast and mitochondrial genomes in pedunculate oak investigated with an efficient PCR method. *Theoretical and Applied Genetics* 91:1253–1256. <https://doi.org/10.1007/BF00220937>
- Dvorak J., Korecky J., Faltinova Z. & Zadravova D. 2022: Genetic diversity of sessile oak populations in the Czech Republic. *Journal of Forest Science (Prague)* 68:8–18
- Earl D.A. & von Holdt B.M. 2012: STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* 4:359–361. <https://doi.org/10.1007/s12686-011-9548-7>
- Evanno G., Regnaut S. & Goudet J. 2005: Detecting the number of clusters of individuals using the software structure: a simulation study. *Molecular Ecology* 14:2611–2620. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02553.x>
- Gálos B. & Führer E. 2018: A klíma erdészeti célú előrejelzése. *Erdészettudományi Közlemények* 8:43–55.
- Hunter J.D. 2007: Matplotlib: A 2D Graphics Environment. *Computing in Science & Engineering* 9:90–95. <https://doi.org/10.1109/MCSE.2007.55>
- Kampfer S., Lexer C., Glössl J. & Steinkellner H. 1998: Characterization of (GA)_n Microsatellite Loci from *Quercus Robur*. *Hereditas* 129:183–186. <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1998.00183.x>
- Kremer A. & Hipp A.L. 2020: Oaks: an evolutionary success story. *The New phytologist* 226:987–1011. <https://doi.org/10.1111/nph.16274>
- Nemzeti Földügyi Központ 2023: Magyarország erdeinek összefoglaló adatai 2022. Nemzeti Földügyi Központ Erdészeti Főosztály, Budapest.



- Neophytou C., Aravanopoulos F.A., Fink S & Dounavi A. 2010: Detecting interspecific and geographic differentiation patterns in two interfertile oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. and *Q. robur* L.) using small sets of microsatellite markers. *Forest Ecology and Management* 259:2026–2035. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.013>
- Peakall R. & Smouse P.E. 2012: GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research—an update. *Bioinformatics* 28:2537–2539. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts460>
- Peakall R. & Smouse P.E. 2006: genalex 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Mol Ecol Notes* 6:288–295. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01155.x>
- Pritchard J.K., Stephens M. & Donnelly P. 2000: Inference of Population Structure Using Multilocus Genotype Data. *Genetics* 155:945–959. <https://doi.org/10.1093/genetics/155.2.945>
- Steinkellner H., Fluch S. Turetschek E. et al. 1997: Identification and characterization of (GA/CT)_n-microsatellite loci from *Quercus petraea*. *Plant Molecular Biology* 33:1093–1096. <https://doi.org/10.1023/A:1005736722794>
- Thurm E.A., Hernandez L., Baltensweiler A. et al. 2018: Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *Forest Ecology and Management* 430:485–497. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028>
- Tóth E. Gy., Cseke K., Benke A. et al. 2023: Key triggers of adaptive genetic variability of sessile oak [*Q. petraea* (Matt.) Liebl.] from the Balkan refugia: outlier detection and association of SNP loci from ddRAD-seq data. *Heredity*. <https://doi.org/10.1038/s41437-023-00629-2>
- Waskom M.L. 2021: seaborn: statistical data visualization. *Journal of Open Source Software* 6:3021. <https://doi.org/10.21105/joss.03021>

Érkezett: 2024.11.04.

Közlésre elfogadva: 2025.03.10.

A SZÜRKE TÖLGY (*QUERCUS ROBUR* L. SUBSP. *PEDUNCULIFLORA* (K. KOCH) MENITSKY) ÉS A KOCSÁNYOS TÖLGY (*QUERCUS ROBUR* L. SUBSP. *ROBUR*) TERMÉSBÉLYEGEINEK ÖSSZEHASONLÍTÓ MORFOLÓGIAI VIZSGÁLATA

Hegedüs Ivett¹ és Bartha Dénes²

¹Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, Pécs

²Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Természetvédelmi Intézet, Sopron

Kivonat

A szárazságtűrő fajoknak egyre nagyobb jelentőségük van a klímaváltozás miatt, ezért tanulmányunkban a déli, délkeleti elterjedésű *Quercus robur* subsp. *pedunculiflora*-t vontuk vizsgálat alá. Kutatásunk során morfológiai különbségeket kerestünk a *Quercus robur* subsp. *pedunculiflora* és a *Quercus robur* subsp. *robur* taxonok termései között. A botanikai szakirodalom határozóbélyegként jelzi a termős virágzati tengely (kocsány) hosszát és a kupacspikkelyek helyzetét, ezért tanulmányunkban a termést rögzítő és részben védő funkcióval rendelkező kupacst hangsúlyosabban vizsgáltuk. A mintavételezést román és magyar előfordulási helyeken, összesen 18 lelőhelyen, 34 db egyed bevonásával végeztük el. Morfometriai mérés 625 db termés esetében történt, melyek során külön mértük a makkokat és külön a hozzájuk tartozó kupacsokat a terméskocsányokkal együtt. A termések adatait főkomponens-analízissel (PCA), a kupacs és kocsány adatait főkoordináta analízissel (PCoA) értékeltük ki. A kupacspikkelyek vizsgálatára Pearson-féle khi-négyzet próbát alkalmaztunk. Szignifikáns különbséget a termések hosszában, a kupacsok mélységében, magasságában, belső és külső átmérőjükben, a kupacspikkely magasságokban és a kocsányok átmérőjében tudtunk kimutatni e két taxon között. A terméskocsány hossza, amit a szakirodalom határozóbélyegként említ további vizsgálatokat kíván a levéllemezzel együtt, önmagában nem nyújtott elegendő információt a taxonok közötti elkülönítésben.

Kulcsszavak: tölgy, határozóbélyeg, makk, kupacs, kupacspikkely



MORPHOLOGICAL COMPARISON OF GREYISH OAK (*QUERCUS ROBUR* L. SUBSP. *PEDUNCULIFLORA* (K. KOCH) MENITSKY) AND PEDUNCULATE OAK (*QUERCUS ROBUR* L. SUBSP. *ROBUR*) ACORNS

Abstract

Drought-tolerant tree species are gaining increasing importance due to climate change; therefore, in our study the southern and south-eastern distributed *Quercus robur* subsp. *pedunculiflora* was investigated. Morphological differences were sought between the fruits of *Quercus robur* subsp. *pedunculiflora* and *Quercus robur* subsp. *robur*. In the botanical literature, the length of the female inflorescence axis (peduncle) and the position of the cupule scales are indicated as diagnostic traits; therefore, in our study special emphasis was placed on the cupule, which attaches and partly protects the fruit. Sampling was carried out at Romanian and Hungarian sites, altogether at 18 localities, involving 34 individuals. Morphometric measurements were performed on 625 fruits, in which the acorns and their cupules with peduncles were measured separately. Nut data were analyzed by Principal Component Analysis (PCA), whereas cupule and peduncle data were evaluated by Principal Coordinate Analysis (PCoA). For the analysis of cupule scales, Pearson's chi-squared test was applied. Significant differences were detected between the two taxa in nut length, cupule depth, height, inner and outer diameters, cupule scale heights, and peduncle diameter. The fruit peduncle length, which is mentioned in the literature as a diagnostic trait, was found to require further study together with the leaf lamina, since on its own it did not provide sufficient information for separating the taxa.

Keywords: oak, morphologic(al) traits, acorn, cupule, cupule scale

BEVEZETÉS

A gyorsan változó éghajlati viszonyokhoz (IPCC 2021) az őshonos fafajaink lokálisan nem tudnak ilyen ütemben alkalmazkodni, csökken a fitnessük, ezért szükséges a genomi információkra és a fenotípusos megfigyelésekre alapozva gondosan kiválasztanunk azokat a populációkat, amelyek a jövőben szaporítóanyag-forrásként tekinthetők (Aitken & Bemmels 2015, Browne et al. 2019). A támogatott génáramlással nemcsak genetikailag változatosabbá és stabilabbá tehetjük az állományokat, hanem fajmegőrző lépéseket tehetünk (Mead et al. 2024). Hazánkban a Balkán-félszigetről, Törökországból és a Kaukázusból származó tölgyek szaporítóanyagával már kísérleteznek (Kárpáti et al. 2024, Hegedűs et al. 2025), ezért indokolt e tölgyeket mind botanikailag, mind genomi szinten vizsgálnunk.

Kutatásunk során morfológiailag hasonlítottuk össze a hazánkban őshonos kocsányos tölgy terméseit a balkáni, kis-ázsiai elterjedéssel bíró szürke tölgy terméseivel. Vancsura szerint a szürke tölgynek „az ország keleti részén valószínűleg a kocsányos tölgygel alkotott átmeneti formái fordulnak elő, ezek levélfonáka finoman szőrös” (Gencsi és Vancsura 1992). Célunk volt olyan bélyegeket keresni, amelyek alapján a gyakorlatban dolgozó erdészek különbséget tudnak tenni ezen taxonok között.

A hazai erdészeti szakirodalom a tölgyek esetében már a XIX. századtól kezdve tárgyalja a termés szerinti elkülönítést. Makk alapján a különbségeket a fontosabb fajok (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Q. cerris*) esetében próbálták megadni, s ezen fajokra határozókulcsot készíteni (Illés 1889). A termések nagy változatosságot mutatnak alakban és méretben egyaránt, amelyet befolyásol a termőhely, az időjárás, a nőivarú virágra jutó pollen és a fa életkora, valamint az állományban való vagy azon kívüli elhelyezkedése (Mátyás 1967b), mindemellett a makkok mérete a földrajzi elterjedéssel is összefüggésben van (Sun et al. 2021).

A tölgyek virágzásbiológiájával és szorosan a hozzákapcsolódó termésérréssel, a termés morfológiájával behatóbban Mátyás Vilmos foglalkozott, tanulmányaiban nemcsak a makk, hanem a kupacs

és a terméskocsány morfológiáját is részletesen tárgyalja (Mátyás 1952, 1967b). Az erdészeti szaporítóanyag-termesztés szempontjából több tanulmány a makk hosszára, átmérőjére és ezermagtömegére terjed ki (Major 2002, Nikolić & Orlović 2002).

Jelen kutatásban két rendszertanilag egymáshoz nagyon közel álló taxont, a szürke tölgyet (*Q. robur* L. subsp. *pedunculiflora* (K. Koch) Menitsky) és a szűkebben értelmezett kocsányos tölgyet (*Q. robur* L. subsp. *robur*) vizsgáltuk, hogy választ kapjunk arra, megfigyelhető-e olyan minőségi, illetve mennyiségi különbség a makkok és a kupacsok esetében, amelyek határozóbélyegként alkalmazhatók a felismerés során.

A szürke tölgy tudományos nevét a hosszú termős virágzati tengelyéről kapta, amelyet a szakirodalom (Koch 1849, Schwarz 1937, Georgescu & Morariu 1948) határozóbélyegként említ a kocsányos tölgy és a szürke tölgy közötti különbségtétel esetében. A szürke tölgy kocsánya a levéllemez felénél minden esetben hosszabb, a kupacspikkelyek gyűrűkbe rendeződve a kupacs falára nem simulnak, púposan a kupacs falától hegyes szögben elállnak. A kocsányos tölgy terméskocsánya ezzel ellentétben a levéllemez felénél rövidebb és a gyűrűkbe rendeződött kupacsfüggelék követik a kupacs falát, arra simulnak, néhol belesüppednek (Mátyás 1967a, Georgescu & Morariu 1948). Georgescu & Morariu (1948) a kocsányos tölgy terméskocsányát úgy jellemzik, hogy a hossza a levél hosszának fele vagy attól rövidebb, ritkán éri el a levéllemez teljes hosszát.

Az Ázsia tölgyei c. monográfiában a *Q. robur* L. subsp. *robur* termések ellipszoid/hengeres alakúak, a kupacs átmérője 1–1,5 cm és a kupacspikkelyek simulnak (Meintsky 1984). A román tölgymonográfia szerint a *Q. robur* L. subsp. *robur* 2–12 cm hosszú kocsányain 2–5 makk helyezkedik el, amelyek megnyúlt ovális alakúak, 13–28 mm hosszúak és 7–15 mm szélesek. A kupacsok kicsik, magasságuk 8–20 mm, szélességük 7–24 mm. A kupacsokon a kupacspikkelyek szorosan gyűrűkbe rendeződnek, szőrözöttség megfigyelhető rajtuk (Georgescu & Morariu 1948).

A *Q. robur* L. subsp. *pedunculiflora* esetében 6–15 cm hosszú terméskocsányon 1–3 makk elhelyezkedését jelzik. A 25–40 mm hosszú és 15–20 mm széles makkok tojásdadok vagy hegyesek, a félgömb vagy urna alakú kupacsok 15–22 mm magasak és 14–23 mm átmérővel rendelkeznek. Rajtuk a kupacspikkelyek háromszög alakúak, domborúak és púposak, spirálisan helyezkednek el és csak a hegyük szabadon álló (Georgescu & Morariu 1948). A termős virágzati tengely hosszát mind a két taxon esetében a virágzás során érdemes figyelemmel kísérni, mert az abortálódott virágok miatt a virágzati tengely azon része elhal, termésérés során a kocsány ezzel a szakasszal rövidül.

ANYAG ÉS MÓDSZER

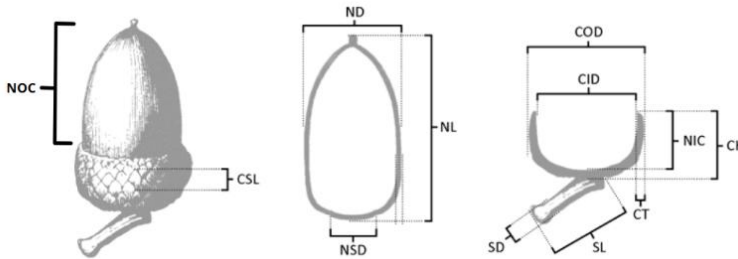
2024 őszén Romániában és Magyarországon 18 helyszínről gyűjtöttünk idős egyedek alól méretben teljesen kifejlett terméseket, kupaccsal együtt. A termések között voltak zöld színűek, éretlenek, amelyek a vizsgálatunk szempontjából a morfológiai méréseinket nem befolyásolták. A vizsgálatba bevont egyedeket a vegetatív szerveken történő megfigyelések (Apostol 2019) alapján választottuk ki, ezen kívül a helyi szakemberekre támaszkodtunk, Dobrudzsában Costel Petcu (erdészetvezető), Némethkéren Neumann Péter (erdőfelügyelő) Kunpeszéren Vadász Csaba (tájegységvezető) nyújtott segítséget. A lelőhelyek között (1. táblázat) zárt erdők és gyérfás legelők egyaránt szerepelnek, a zárt erdőkben több (3–4) fa alól, míg a legelőkön és az utak mentén, 1–1 szabadon álló fa alól származó terméseket vizsgáltunk. Az egyedek kiválasztása és a minták gyűjtése véletlenszerűen történt, figyelemmel voltunk arra, hogy ép és külsőleg egészséges terméseket gyűjtsünk.

Romániából, ártéri keményfás ligeterdőből (8. lelőhely: Răstoaca) helyi kontrollnak vontunk be a kísérletbe három kocsányos tölgy mintafát. Ezen kívül 2023 őszéről voltak mintáink a romániai Neptun település génrezervátumából, amelyeket ehhez a vizsgálathoz felhasználtunk. A mintagyűjtés adatait az 1. táblázatban ismertetjük. Összesen 625 makkot és kupacst mérünk le digitális tolmérővel milliméter pontossággal. Vizsgálatunkhoz Bakiş & Babaç (2014) tanulmányát vettük alapul (1. ábra). Kutatásunk során a terméfal vastagságát nem mértük, illetve két értéket, a kupacsfal vastagságát és a kupacs mélységét a mért adatok segítségével elemeztük. A makkok szélességét a termés közepén mértük, a kupacspikkely-magasságot szintén a kupacs közepén lévő pikkelysorban állapítottuk meg. A statisztikai értékelésből a törött kocsányú kupacsokat kivettük, így a kocsányok összehasonlításánál a 14-es és 15-ös mintát nem használtuk fel, ebből adódóan a mintaszámunk 581 db volt. Az adatok értékelését főkomponens analízissel (PCA), főkoordináta elemzéssel (PCoA) és Khi-négyzet teszttel végeztük el a PAST 4.06b (Hammer et al. 2001) szoftver segítségével. A főkomponens analízist (PCA) a termések adataira végeztük el, a főkoordináta elemzést (PCoA) a kupacs tulajdonságaira vonatkozóan. Mind a két taxon esetében gyűrűbe rendeződő, háromszög alakú kupacspikkelyek figyelhetők meg. Különbség a következőkben figyelhető meg: a kupacspikkely csúcsi része a kupacs falához igazodik/simul, minimálisan szúr vagy púposan, szemmel jól láthatóan a kupacs falától horogszerűen kihajlik. A Khi-négyzet tesztet a minőségi jellemzők megfigyelésénél alkalmaztuk a kupacspikkelyek esetében, a kupacspikkelyek kupacsfalra való simulását vizuálisan határoztuk meg, két kategóriát használva (a kupacspikkely simul vagy nem simul). A leíró-statisztikai adatokat taxonok szerinti bontásban közöljük, ezeket a Melléklet tartalmazza.

1. táblázat: A mintagyűjtés adatai (RO - Románia, MO - Magyarország)
Table 1: Sample collection data (RO - Romania, MO - Hungary)

Lelőhely sorszáma	Taxon	Lelőhely	T.sz.f. m. (m)	Gyűjtés dátuma	Minta-szám (db)
1.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – UP6-ua 70 C	4	2024.09.07.	41
2.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – UP5-ua 54 H	7	2024.09.07.	64
3.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – Cocos Seed Orchard	62	2024.09.07.	37
4.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	MO – Németkér	116	2024.09.25.	30
5.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	MO – Bogdása	103	2024.10.11.	40
6.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	MO – Drávasztára	102	2024.10.11.	33
7.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	MO – Zádor fás-legelő	105	2024.10.17.	33
8.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	RO – Răstoaca	35	2024.10.23.	33
9.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – 22D út mellett	142	2024.10.23.	32
10.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – 22D út mellett	84	2024.10.23.	32
11.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – Cerna	153	2024.10.24.	35
12.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – 22D út mellett	44	2024.10.24.	34
13.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – Manisteria Cocos	80	2024.10.24.	32
14.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – 229c út mellett	57	2024.10.24.	21
15.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – Măcin	48	2024.10.25.	17
16.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>pedunculiflora</i>	RO – Neptun szürke tölgy rezervátum	10	2023.10.10.	30
17.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	MO – Babócsa 10/A	109	2024.10.04.	30
18.	<i>Q. robur</i> subsp. <i>robur</i>	MO – Kunpeszér	106	2024.11.03.	51

A termés és a kupacs dimenzióinak minél átfogóbb vizsgálata érdekében morfolometriai elemzéseink alapjául Bakiş és Babaç (2014) tanulmányát választottuk. Mértük a kupacs magasságát, a kupacs belső és külső átmérőjét, a kupacspikkelyek magasságát, a makk szélességét, hosszát, köldökét és a kupacsból kilógó makk hosszát. Ezen kívül mértük a kupacs tetejétől a kocsány hosszát és a kocsány közepénél az átmérőjét. Két értéket nem tudtunk megmérni tolmérővel, ezért ezeket az értékeket számoltuk. A kupacs külső átmérőjéből kivontuk a belső átmérőt, így kaptuk meg a kupacsfal vastagságát, a kupacs mélységét úgy számoltuk ki, hogy a makk teljes hosszából kivontuk a kupacsból kilógó makk hosszát. Ezen kívül kiszámoltuk kupacs magasság és a külső átmérő hányadosát.



1. ábra: A mért paraméterek Bakiş & Babaç (2014) nyomán

Jelmagyarázat: CH = kupacs magassága (mm); CID = kupacs belső átmérője (mm); COD = kupacs külső átmérője (mm); CT = kupacsfal vastagsága (mm); CSL = kupacspikkely magassága (mm); ND = makk szélessége (mm); NIC = kupacs mélysége (mm); NL = makk hossza (mm); NOC = kupacsból kilógó makk hossza (mm); NSD = makk köldöke (mm); SD = kocsány átmérője (mm); SL = kocsány hossza (cm)

Figure 1: The measured parameters are from the study of Bakiş and Babaç (2014)

Explanation: CH = Cupule height (mm); CID = Cupule inner diameter (mm); COD = Cupule outer diameter (mm); CT = Cupule thickness (mm); CSL = Cupule scale length (mm); ND = Nut diameter (mm); NIC = Nut in cupule/ Cupule depth (mm); NL = Nut length (mm); NOC = Nut out of cupule (mm); NSD = Nut scar diameter (mm); SD = Stalk diameter (mm); SL = Stalk length (cm)

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

A taxonok és a lelőhelyek összehasonlítása

A típusos szürke tölgy példányokra a hosszúkás makk, a hosszú terméskocsány és az elálló kupacspikkelyek a jellemzőek (2. ábra). Vizsgálatunk során megállapítottuk, hogy a szürke tölgy termései szignifikánsan hosszabbak ($32,42 \pm 5,34$ mm), mint a kocsányos tölgy termései ($29,49 \pm 3,74$ mm) (3. ábra).



2. ábra: *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* termés a hosszú kocsánnyal a romániai UP5-ua 54 H (2) erdőrészből

Figure 2: *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* acorn with the long stalk from Romania UP5-ua 54 H (2)

A két taxon között ezen kívül szignifikáns különbséget a kupacsból kilógó makk hosszára vonatkozóan észleltünk, a szürke tölgy makkok a kupacsból jobban kilógnak ($25,44 \pm 4,87$ mm), annak ellenére, hogy a szürke tölgy mélyebb kupacsokkal ($6,98 \pm 1,67$ mm) rendelkezik. Szignifikáns különbség a kupacsok magasságára, belső és külső átmérőjére vonatkozóan egyaránt adódott. A szürke tölgy ezen dimenziói nagyobbak mutatkoztak, a szürke tölgy kupacsok átlagos magasságára $9,96 \pm 1,97$ mm-t kaptunk, ami a kocsányos tölgy esetében $8,62 \pm 2,27$ mm volt. A szürke tölgy kupacsok belső átmérőjüket megmérve átlagban $13,47 \pm 1,87$ mm, külső átmérőjük $16,68 \pm 2,24$ mm értékkel rendelkeztek. A kocsányos tölgy mérése során a belső átmérőre $12,22 \pm 2,63$ mm-t, míg a külső átmérőre $15,16 \pm 3,08$ mm-t értékeket kaptunk. A kupacsmagasság és külső átmérő hányadosa a szürke tölgy esetében ($0,60 \pm 0,11$ mm) míg a kocsányos tölgy esetében ez az érték ($0,58 \pm 0,15$ mm) volt, ami azt jelzi, hogy a szürke tölgy kupacsai formailag egységesebbek. A terméskocsányok mérése során különbséget az átmérőknél észleltünk, a kocsányos tölgy terméskocsánya vastagabbnak mutatkozott ($1,19 \pm 0,26$ mm), mint a szürke tölgy esetében ($1,05 \pm 0,23$ mm). Vizsgálatunk során a szürke tölgy kupacsokon nagyobb kupacspikkelyeket figyeltünk meg ($1,48 \pm 0,30$ mm), mint a kocsányos tölgy mintákon ($1,10 \pm 0,25$ mm).

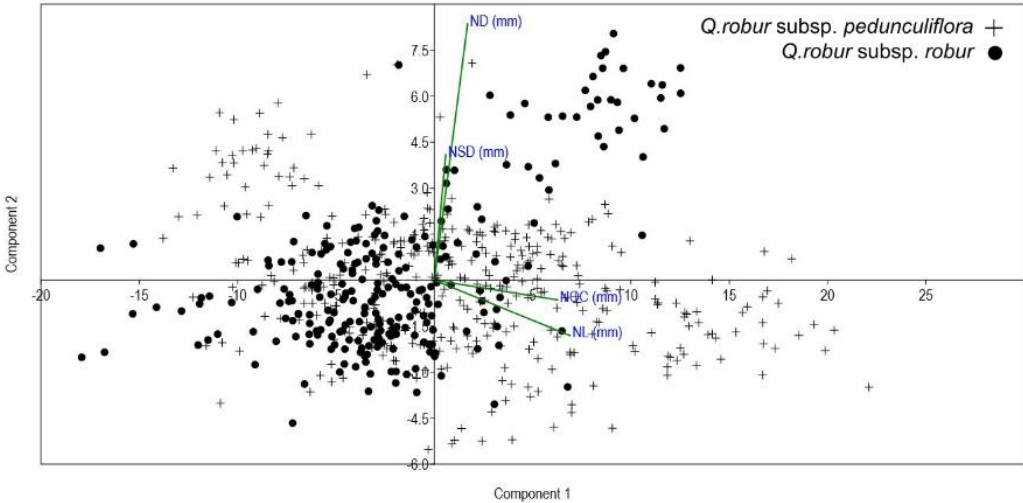
A taxonok összehasonlításánál statisztikailag igazolható különbség nem adódott a makkok szélességére és a köldökök átmérőjére vonatkozóan. A kupacsfal-vastagságok és a kocsányok hosszainak vizsgálatánál szignifikáns különbséget szintén nem tudtunk kimutatni.



3. ábra: *Q. robur subsp. robur* termés (Magyarország: Németkér)
Figure 3: *Q. robur subsp. robur* acorn (Hungary: Németkér)

A főkomponens-analízis (PCA), a makkok dimenzióira vonatkozó megfigyelésünket alátámasztja (4. ábra). A 4. ábrán látható, hogy a kocsányos tölgy pontok többnyire balra és lefelé csoportosulnak, ami arra utal, hogy ezek a makkok rövidebbek és keskenyebbek, mint a szürke tölgy (+) makkok, amelyek inkább jobbra és felfelé szóródnak. A változók közül a makk szélessége (ND) és a makk köldökének mérete (NSD) a második komponenshez kapcsolódik, és egymással pozitívan korrelál-

nak. A makk hossza (NL) és a kupacsból kilógó makk hossza (NOC) szintén pozitívan korrelál egymással és az első komponenst 85,53 %-ban határozzák meg. A pontok közötti átfedésből arra lehet következtetni, hogy a makk tulajdonságai alapján e két taxon nem különül el élesen egymástól.

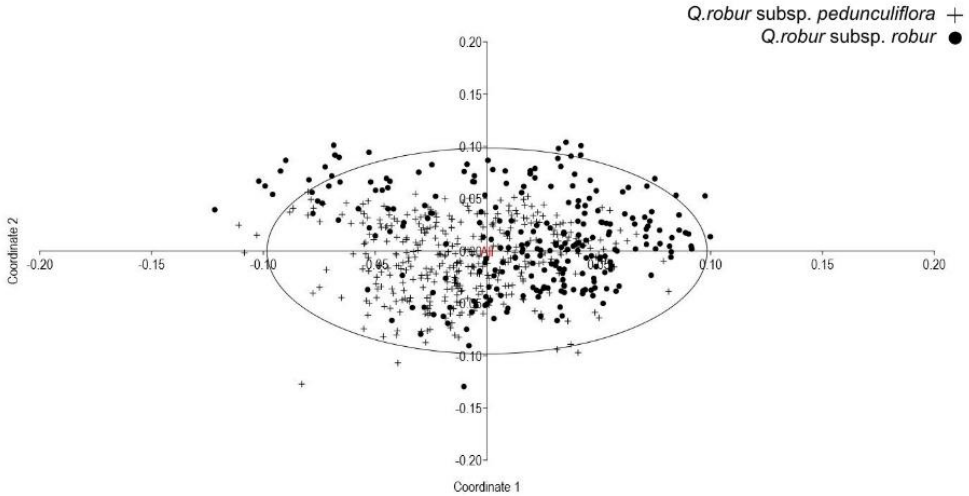


4. ábra: A szürke tölgy és a kocsányos tölgy minták főkomponens-analízise (PCA) a makkokra vonatkozó adatok alapján
Jelmagyarázat: ND = makk szélessége (mm); NL = makk hossza (mm); NOC = kupacsból kilógó makk hossza (mm); NSD = makk köldöke (mm)

Figure 4: Principal component analysis (PCA) of greyish oak and pedunculate oak samples based on acorn data
Explanation: ND = Nut diameter (mm); NL = Nut length (mm); NOC = Nut out of cupule (mm); NSD = Nut scar diameter (mm)

Fekete & Mágócsy-Dietz (1896) a kocsányos tölgy makk hosszát 15–50 mm között, szélességét 10–22 mm között állapította meg. Major (2002) tanulmányában a kocsányos tölgy termések átlagos hossza 27,1 mm, Nikolić & Orlović (2002) tanulmányában 27,2 mm-t olvashatunk, Barzdajn (2002) 27,63 mm-t mért. Mátyás (1952, 1967b) morfometriai kutatásaiban a kocsányos tölgy makkok hossza 17–41 mm között változik, szélességük 10–21 mm közötti. Bartha (2018) fa- és cserjehatározójában a termés hosszát 18–35 mm közöttinek írja. A szakirodalommal való összevetésnél a *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* esetében nehezebb dolgunk van, Schwarz (1937) tölgymonográfiájában a termés hosszát 40 mm-ben, szélességét 20 mm-ben adja meg, a román tölgymonográfia 25–40 mm-ig határozza meg a hosszát (Georgescu & Morariu 1948).

A kupacs dimenziói (NIC; CH; CID; COD; CT; CSL) szerinti összehasonlításnál főkoordináta-elemzést végeztünk (PCoA). Az 5. ábrán látható, hogy nagy az átfedés a két taxon között, és a *Q. robur* subsp. *robur* kupacson megfigyelt tulajdonságok nagyobb szórást/varianciát mutatnak.



5. ábra: A szürke tölgy és a kocsányos tölgy minták főkoordináta-analizise (PCoA) 95%-os konfidencia ellipszissel a kupacsra vonatkozó adatok alapján: NIC = kupacs mélysége (mm); CH = kupacs magassága (mm); CID = kupacs belső átmérője (mm); COD = kupacs külső átmérője (mm); CT = kupacsfal vastagsága (mm); CSL = kupacspikkely magassága (mm)
 Figure 5: Principal coordinate analysis (PCoA) of greyish oak and pedunculate oak samples with 95% confidence ellipse based on data for the cupule: NIC = Nut in cupule/ Cupule depth (mm); CH = Cupule height (mm); CID = Cupule inner diameter (mm); COD = Cupule outer diameter (mm); CT = Cupule thickness (mm); CSL = Cupule scale length (mm)

A kupacspikkelyek helyzetét tekintve a *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* esetében 88 %-ban a pikkelyek a kupacs falához nem simultak és a *Q. robur* subsp. *robur* esetében a vizsgált kupacsokon 95 %-ban simultak a pikkelyek a kupacs falához (6. és 7. ábra).



6. ábra: *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* kupacs a hegyes szögben elálló kupacspikkelyekkel
 Figure 6: *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* cupule with the protruding at acute angled pattern of scales

A khi-négyzet próba során a χ^2 érték = 420,13; $p < 0,0001$ volt. Ebbéli eredményeink prezentálják az erősen szignifikáns eltérést a két taxon között, amelyből arra következtettünk, hogy ez a tulajdonság alkalmas határozóbélyegnek a kupacspikkelyek méretével együtt. A kupacspikkelyekre kapott eredményeket a Bevezetésben tárgyalt szakirodalmi adatokkal összehasonlítva megegyezést tapasztaltunk. A tipikus szürke tölgy egyedek kupacsain a pikkelyek púposan elállnak (6. ábra), és szürkésebbek, mint a kocsányos tölgy esetében, amelyet a szőrözött kupacsfelület miatt tapasztalunk. Enyhe szőrözöttség esetenként a kocsányos tölgy kupacsokon is megfigyelhető, példa erre a németkéri minta (7. ábra), ezért ezen tulajdonságot a jövőben érdemes lenne tovább vizsgálni.



7. ábra: *Q. robur* subsp. *robur* kupacs a simuló kupacspikkelyekkel
Figure 7: *Q. robur* subsp. *robur* cupule with the smoothing cupule scales

A kocsányos tölgy terméskocsánya átlagban vastagabbnak ($1,19 \pm 0,26$ mm) és rövidebbnek ($48,04 \pm 19,01$ mm) bizonyult, mint a szürke tölgy esetében ($1,05 \pm 0,23$ mm és $53,54 \pm 16,84$ mm), viszont a kocsány hosszában statisztikailag igazolható eltérés nem mutatkozott csak a kocsányátmérők esetében. Az eredményeinkből azt a következtetést vontuk le, hogy a taxonómiai elkülönítés során a terméskocsány hossza önmagában nem elegendő. Ahogyan a szakirodalom (Mátyás 1967a) a levéllemez hosszához viszonyítja a terméskocsány hosszát, úgy a terepi azonosítás során is célszerű figyelembe venni a levéllemez hosszának és a terméskocsány hosszának arányát.

A 7 kocsányos tölgy és a 11 szürke tölgy lelőhely összehasonlításánál azon morfológiai mérések eredményeit fejtettük tovább, amelyek nagymértékben szignifikáns eltérést mutattak, ezek a tulajdonságok a makkok hossza és a kupacspikkelyek magassága voltak. A leghosszabb makkokat a 10. (*Q. robur* subsp. *pedunculiflora*) lelőhelyen gyűjtöttük (legnagyobb hossz: 47,16 mm), míg a legrövidebb makkok a 18. (*Q. robur* subsp. *robur*) lelőhelyen fordultak elő (legkisebb hossz: 18,64 mm). A 2. *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* lelőhelyen gyűjtött kupacsokon mért pikkelyek voltak a legnagyobbak, ezen a lelőhelyen a pikkelyek magassága 0,85–2,77 mm között változott. A legkisebb kupacspikkely magasságot a 18. *Q. robur* subsp. *robur* lelőhelyen észleltük, a pikkelymagasságok 0,38–1,38 mm közötti értéket mutattak ezen lelőhely mintái esetében.

ÖSSZEFOGLALÁS

Vizsgálatunk során *Q. robur* subsp. *robur* és *Q. robur* subsp. *pedunculiflora* makkokat, kupacso-
kat és terméskocsányokat hasonlítottuk össze, olyan morfológiai bélyegeket keresve, amelyek se-
gítségével a terepi határozás során e két taxon egymástól biztonságosan elkülöníthető. Kvantitatív
tulajdonságokat vizsgálva a szürke tölgy és a kocsányos tölgy makkok és kupacsok tekintetében
egaránt nagy változatosságot figyeltünk meg. Kvalitatív tulajdonság esetén, amely a kupacson ta-
lálható kupacspikkelyek helyzetére vonatkozott, megállapítottuk, hogy a két taxon elkülönítésében
ezt határozóbélyegként alkalmazhatónak véljük. Új megfigyelést a kupacspikkelyek magasságára
vonatkozóan tettünk, a szürke tölgy kupacspikkelyei szignifikánsan nagyobbak, mint a kocsányos
tölgy kupacsfüggelékei, ezért a terepi meghatározás során érdemes ezt a tulajdonságot is vizsgálni.
A kocsány hosszára nézve azt a következtetést vontuk le, hogy a levéllemez hosszához kell azt
viszonyítani, s a jövőben célszerű lenne e kettő bélyeget együtt vizsgálni. Egy olaszországi tanul-
mányban a kupacspikkelyek helyzete szintén diszkrimináns bélyegként mutatkozott a *Q. petraea*, a
Q. dalechampii és a *Q. pubescens* elkülönítése során (Proietti et al. 2021).

A kupacsokon a jövőben a mikromorfológiai bélyegek (pl. trichómák jelenléte, típusai) vizsgálatát
célszerű lenne elvégezni, erre a két taxonra vonatkozólag szakirodalmi adatokat nem találtunk, vi-
szont más fajok (*Castanopsis praefissa*, *C. praeouonbiensis*) esetében a kupacsokon a szőrkepletek
megfigyelése eredményesnek bizonyult a fajazonosítás során (Li et al. 2015).

A szaporítóanyag-termesztéshez a termések méreteinek vizsgálata iránymutatásul szolgálhat,
mivel a nagyobb méretű termés jobb kondíciókkal rendelkező magoncot fog eredményezni (Aizen &
Patterson 1990, Nikolić & Orlović 2002), amely a klímaváltozás negatív hatásai miatt fontos szem-
pont lehet. Egy másik kutatás a nagyobb méretű termés jobb csírázóképeségére hívja fel a figyel-
met és arra, hogy a makk tárolása befolyásolja a csírázóképeséget és a magoncok fejlődését
(Devetaković et al. 2019). Vizsgálatunk során a makkok dimenziói nagy változatosságot mutattak,
ezért a makk bélyegei határozóbélyegként a taxonok elkülönítésében nem tűnnek alkalmazhatónak.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás az EKÖP-24-3-II számú projekt keretében a Kulturális és Innovációs Minisztérium Nem-
zeti Kutatási Fejlesztési és Innovációs Alapból nyújtott támogatásával, az Egyetemi Kutatói Ösztöndíj
Program (2024-2.1.1-EKÖP) finanszírozásában valósult meg. Köszönjük Laczik Dénesnek a termé-
sek fotózását.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Aitken S.N. & Bemmels J.B. 2015: Time to get moving: Assisted gene flow of forest trees. *Evolutionary Applications* 9: 271–
290. <https://doi.org/10.1111/eva.12293>
- Aizen M.A. & Patterson W.A. 1990: Acorn size and geographical range in the North American oaks (*Quercus* L.). *Journal
of Biogeography* 17: 327–332.
- Apostol E.N. 2019: Variabilitatea descriptorilor frunzelor în populații autohtone de stejar pedunculat (*Quercus robur* L.) și
stejar brumăriu (*Quercus pedunculiflora* K. Koch). Editura Silvică, Voluntari.
- Bakiş Y. & Babaç M.T. 2014: Morphological variability of acorns and its taxonomic significance in *Quercus* L. from Turkey.
Bangladesh Journal of Botany 43(3): 293–299.
- Bartha D. 2018: Magyarország fa- és cserjefajai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.

- Barzdajn W. 2002: The variability of dimensions of *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. acorns in Poland. *Dendrobiology* 47: 21–24.
- Browne L., Wright J.W., Fitz-Gibbon S., Gugger P.F. & Sork V.L. 2019: Adaptational lag to temperature in valley oak (*Quercus lobata*) can be mitigated by genome-informed assisted gene flow. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. U.S.A. 116(50): 25179–25185. <https://doi.org/10.1073/pnas.1908771116>
- Devetaković J., Nonić M., Prokić B., Popović V. & Šijačić-Nikolić M. 2019: Acorn size influence on the quality of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) one-year old seedlings. *Reforestia* 8: 17–24. http://dx.doi.org/10.21750/R_EFOR.8.02.72
- Fekete L. & Mágócsy-Dietz S. 1896: Erdészeti növénytan II. kötet. Növényrendszertan, részletes növénytan. Növényföldrajz. Pátria, Budapest.
- Gencsi L. & Vancsura R. 1992: Dendrológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728p.
- Georgescu C.C. & Morariu I. 1948: Monografia Stejarilor din Romania. Rev. Studii. ICEF, Nr. 2., București.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001: PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Hegedűs I. & Patocskaï Z. 2025: Makkbehozatal Dobruzsából a támogatott génáramlás jegyében – Kísérletezés a szürke tölgyvel. *Erdészeti Lapok* 160(1): 10–12.
- Illés N. 1889: Tölgyeink makkja. *Erdészeti Lapok* 28(7): 521–535.
- IPCC 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Kárpáti B., Partos K., Szénási M. & Borovics A. 2024: Magok határok nélkül. *Erdészeti Lapok* 159(11): 489–490.
- Koch K. 1849: Beiträge zu einer Flora des Orientes II. *Linnaea* 22: 177–336.
- Li R., Sun B. & Wang Q. 2015: Two new *Castanopsis* (*Fagaceae*) species based on cupule and foliage from the upper Miocene of eastern Zhejiang, China. *Plant Systematics and Evolution* 301: 25–39. <https://doi.org/10.1007/s00606-014-1051-7>
- Major S. 2002: Variability of *Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. acorn size in the region of the Pomeranian plains. *Dendrobiology* 47: 25–31.
- Mátyás V. 1952: Erdei magvak. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Mátyás V. 1967a: Hamvas- vagy szürketölgy (*Quercus pedunculiflora* C. Koch). In: Keresztesi B. (ed.): A tölgyek. Akadémiai Kiadó, Budapest, 81–84.
- Mátyás V. 1967b: Tölgymakk-termesztés. In: Keresztesi B. (ed.): A tölgyek. Akadémiai Kiadó, Budapest, 204–235.
- Mead A., Fitz-Gibbon S., Knapp J., Sork V.L. 2024: Comparison of conservation strategies for California channel island oak (*Quercus tomentella*) using climate suitability predicted from genomic data. *Evolutionary Applications* 17: e70057. <https://doi.org/10.1111/eva.70057>
- Menitsky Yu. L. 1984: Oaks of Asia. Science Publishers, Leningrad.
- Nikolić N.P. & Orlović S.S. 2002: Genotypic variability of morphological characteristics of english oak (*Quercus robur* L.) acorn. *Novi Sad. Proceedings for Natural Sciences, Matica Srpska*, 102: 53–58. <https://doi.org/10.2298/ZMSPN0201053N>
- Proietti E., Filesi L. & Di Marzio P. 2021: Morphology, geometric morphometrics, and taxonomy in relict deciduous oaks woods in northern Italy. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali* 32: 549–564. <https://doi.org/10.1007/s12210-021-01001-4>
- Schwarz O. 1937: Monographie der Eichen Europas und des Mittelmeergebietes. Selbstverlag, Dahlem bei Berlin.
- Sun J., Shi W., Wu Y., Ji J., Feng J., Zhao J. et al. 2021: Variations in acorn traits in two oak species: *Quercus mongolica* Fisch. ex Ledeb. and *Quercus variabilis* Blume. *Forests* 12: 1755. <https://doi.org/10.3390/f12121755>

MELLÉKLET

Leíró-statisztikai adatok lelőhelyek szerint a vizsgált tulajdonságok bontásában (mm)
 Descriptive-statistical data by locality for the characteristics studied (mm)

Leelőhely sorszáma	Jellemző	CH = kupacs magassága	CID = kupacs belső átmérője	COD = kupacs külső átmérője	CT = kupacsfal vastagsága	CSL = kupacspikkely magassága	ND = makk szélessége	NIC = kupacs mélysége	NL = makk hossza	NOC = kupacsból kilógó makk hossza	NSD = makk köldöke	SD = kocsány átmérője	SL = kocsány hossza
1.	Átlag	11,12	13,45	16,12	2,67	1,25	14,56	7,51	28,30	20,79	7,10	0,94	52,90
	Szórás	1,49	0,94	1,07	0,50	0,21	1,29	1,32	2,59	2,73	0,58	0,14	13,10
	Medián	10,99	13,61	16,29	2,60	1,26	14,50	7,64	28,51	20,36	7,11	0,95	50,00
	Minimum	8,34	10,99	13,21	1,92	0,85	11,14	4,25	21,54	16,38	5,33	0,68	33,00
	Maximum	16,56	15,00	17,82	3,77	1,64	17,02	9,89	32,83	26,27	8,17	1,16	99,00
2.	Átlag	9,19	14,89	17,57	2,58	1,54	16,90	7,78	32,17	24,39	6,63	1,21	47,10
	Szórás	0,90	1,11	1,21	0,63	0,34	0,91	1,56	2,25	2,34	0,63	0,24	13,20
	Medián	9,19	14,97	17,78	2,60	1,48	16,98	7,69	32,27	24,03	6,67	1,22	45,00
	Minimum	7,17	10,32	14,22	1,15	0,85	14,27	3,47	25,42	18,38	4,80	0,71	25,00
	Maximum	11,38	17,59	20,32	3,94	2,77	18,87	12,11	37,01	29,71	7,92	1,88	80,00
3.	Átlag	10,22	12,42	15,34	1,83	1,30	14,43	7,41	34,47	27,13	6,34	1,00	46,10
	Szórás	2,10	2,71	3,40	0,47	0,26	2,74	1,87	3,55	3,04	1,56	0,21	16,30
	Medián	10,74	12,31	14,70	1,72	1,31	14,10	7,44	35,32	26,83	6,04	0,96	42,00
	Minimum	6,59	8,64	11,00	1,23	0,82	10,34	3,60	28,32	20,65	4,34	0,74	25,00
	Maximum	13,68	18,91	24,41	2,93	1,82	21,45	10,33	41,19	32,31	10,83	1,57	95,00
4.	Átlag	8,17	12,17	14,14	1,96	1,12	15,12	5,22	27,35	22,13	7,01	1,29	42,10
	Szórás	1,45	1,20	1,23	0,41	0,24	1,11	1,48	2,37	2,12	0,68	0,20	13,70
	Medián	8,37	12,26	14,33	2,00	1,12	15,15	5,29	27,98	22,13	7,18	1,31	37,00
	Minimum	4,07	9,83	11,10	1,05	0,75	12,38	2,84	19,70	14,83	5,44	0,90	26,00
	Maximum	10,00	14,04	15,92	2,65	1,82	16,72	8,27	30,96	26,79	7,89	1,60	76,00
5.	Átlag	9,44	17,02	20,72	3,70	1,21	20,74	5,40	35,06	29,66	9,72	1,39	61,80
	Szórás	1,15	1,65	1,77	0,54	0,19	1,85	1,07	2,44	2,54	1,03	0,21	16,40
	Medián	9,37	16,82	20,63	3,60	1,23	21,16	5,15	35,47	29,77	9,79	1,36	62,50
	Minimum	6,32	13,25	16,65	2,72	0,80	16,70	3,23	28,77	22,21	7,76	0,98	29,00
	Maximum	11,95	20,56	24,51	5,05	1,62	23,23	7,40	38,57	34,00	12,14	1,73	95,00

	Átlag	6,77	9,81	12,34	2,52	0,95	13,75	4,36	27,03	22,68	5,86	1,20	48,70
	Szórás	1,08	1,76	2,08	0,50	0,16	1,09	0,85	2,37	2,31	0,94	0,23	21,50
6.	Medián	6,58	9,23	11,66	2,45	0,91	13,74	4,46	27,21	22,68	5,94	1,23	46,00
	Minimum	4,84	7,71	9,77	1,47	0,67	11,36	2,41	20,83	15,86	4,03	0,85	19,00
	Maximum	9,30	14,44	18,39	3,95	1,38	16,09	5,58	30,56	25,72	7,76	1,62	90,00
	Átlag	6,23	12,38	15,91	3,53	1,08	15,04	3,31	28,76	25,45	6,78	1,46	42,20
	Szórás	1,21	1,62	1,72	0,64	0,21	1,19	0,96	2,27	2,10	0,85	0,21	11,80
7.	Medián	6,43	12,44	15,84	3,57	1,05	15,08	3,12	29,04	25,47	6,62	1,43	40,00
	Minimum	3,96	8,05	12,26	2,34	0,77	12,72	1,26	24,65	21,65	5,56	1,05	22,00
	Maximum	8,92	15,35	19,31	4,82	1,58	17,27	5,19	33,08	29,65	8,61	1,81	66,00
	Átlag	10,25	10,96	14,72	3,75	1,22	13,36	6,63	30,16	23,53	6,11	0,96	56,30
	Szórás	2,66	1,14	1,75	0,90	0,23	2,07	1,10	2,22	2,11	0,75	0,16	20,90
8.	Medián	10,05	11,25	14,74	3,70	1,23	13,06	6,78	30,03	23,04	6,16	0,96	48,00
	Minimum	6,51	8,28	10,93	1,98	0,77	9,71	4,04	25,60	20,13	4,67	0,60	30,00
	Maximum	15,75	13,50	19,23	5,73	1,71	22,72	8,40	33,93	28,13	7,33	1,32	127,00
	Átlag	7,82	12,14	15,93	3,79	1,39	16,46	5,13	33,73	28,60	6,43	0,98	60,20
	Szórás	0,75	0,83	1,01	0,55	0,25	0,97	0,93	1,88	1,54	0,67	0,16	14,50
9.	Medián	7,76	12,25	15,92	3,78	1,38	16,44	4,94	33,63	28,75	6,41	0,92	58,50
	Minimum	6,15	10,34	13,13	2,72	0,96	13,67	3,61	28,81	24,59	5,17	0,77	26,00
	Maximum	9,63	13,65	17,95	4,69	2,03	18,58	8,06	37,43	30,95	7,80	1,33	83,00
	Átlag	11,79	13,42	17,05	3,63	1,53	15,90	8,39	40,17	31,78	7,44	0,91	63,80
	Szórás	1,43	1,43	1,83	0,56	0,25	1,30	1,13	4,46	4,12	0,76	0,14	15,60
10.	Medián	11,75	13,72	17,24	3,76	1,53	16,07	8,52	41,00	32,27	7,54	0,90	62,50
	Minimum	8,43	9,89	12,93	2,41	0,96	12,13	4,74	27,05	20,72	5,81	0,66	40,00
	Maximum	14,20	16,42	20,48	4,65	2,11	17,87	10,46	47,16	40,56	8,65	1,21	98,00
	Átlag	9,98	15,84	19,76	3,92	1,44	16,72	5,42	24,2	18,78	7,99	1,07	63,90
	Szórás	1,30	1,32	1,44	0,58	0,23	1,00	0,86	2,23	2,24	0,89	0,23	17,60
11.	Medián	9,91	15,65	19,78	4,06	1,44	16,79	5,47	24,01	18,60	7,98	1,05	62,00
	Minimum	7,61	13,05	16,32	2,82	0,96	13,84	3,41	20,74	14,99	5,47	0,70	35,00
	Maximum	12,3	18,27	22,31	5,06	1,98	18,59	7,15	33,05	26,76	9,52	1,60	112,00
	Átlag	11,57	13,75	17,63	3,88	1,67	15,51	7,65	34,01	26,36	7,40	0,98	57,80
	Szórás	2,13	1,06	1,39	0,60	0,25	1,74	1,66	2,84	3,17	0,96	0,16	14,00
12.	Medián	11,53	13,52	17,07	3,78	1,67	15,47	7,73	34,74	26,86	7,36	0,95	58,00
	Minimum	8,64	12,05	15,53	2,90	1,25	11,29	3,74	23,90	17,05	5,33	0,76	36,00
	Maximum	19,43	15,77	20,77	5,08	2,11	18,71	11,62	38,18	30,96	9,31	1,44	90,00



	Átlag	8,01	11,50	13,97	2,47	1,53	14,18	5,90	31,47	25,57	6,16	0,98	58,50
	Szórás	1,15	0,98	1,28	0,68	0,21	2,21	1,36	5,55	4,55	1,17	0,20	15,10
13.	Medián	7,98	11,53	14,11	2,59	1,57	13,55	5,54	30,29	25,13	5,95	0,94	58,00
	Minimum	5,56	8,91	10,32	0,81	1,09	9,54	3,29	22,81	16,32	4,53	0,64	31,00
	Maximum	11,83	13,12	16,23	3,82	1,90	19,06	9,87	45,25	37,23	9,07	1,69	88,00
	Átlag	10,61	13,30	16,73	3,43	1,67	15,47	7,45	39,93	32,49	7,09	1,14	46,00
	Szórás	0,85	1,22	1,70	0,66	0,22	1,44	0,54	4,64	4,47	1,00	0,22	12,50
14.	Medián	10,36	13,41	16,61	3,45	1,67	16,01	7,58	40,57	33,52	7,05	1,12	50,50
	Minimum	9,21	11,32	13,91	2,52	1,11	12,59	6,02	30,64	22,93	5,89	0,88	26,00
	Maximum	12,31	15,73	20,52	5,59	2,12	17,57	8,47	46,04	38,63	10,64	1,75	57,00
	Átlag	11,90	12,38	16,59	4,21	1,83	13,28	7,41	30,02	22,60	6,36	0,97	51,80
	Szórás	1,48	1,33	1,35	0,43	0,28	1,24	0,84	3,24	3,18	0,68	0,15	24,90
15.	Medián	12,25	13,08	16,63	4,24	1,88	13,57	7,15	29,59	22,43	6,38	0,95	54,00
	Minimum	8,85	9,90	14,09	3,38	1,07	11,02	6,32	25,59	16,73	5,33	0,75	22,00
	Maximum	14,07	14,23	18,75	4,92	2,44	15,41	9,05	35,87	28,39	7,50	1,37	100,00
	Átlag	8,74	12,76	15,53	2,76	1,30	13,26	6,06	30,90	24,84	6,25	1,28	35,20
	Szórás	1,96	1,57	2,10	0,84	0,25	1,05	1,23	2,99	2,53	0,57	0,24	13,40
16.	Medián	8,40	12,67	15,51	2,67	1,26	13,47	5,89	29,71	24,73	6,15	1,25	31,00
	Minimum	6,24	9,41	11,89	0,73	0,97	10,36	4,42	26,72	20,05	5,30	0,82	16,00
	Maximum	14,00	15,62	19,47	4,52	1,98	15,55	9,34	36,41	30,18	7,30	1,71	73,00
	Átlag	9,06	10,82	13,37	2,55	1,32	13,16	6,31	29,17	22,86	6,31	1,04	31,20
	Szórás	0,87	0,97	1,02	0,44	0,26	1,15	0,93	2,19	2,09	0,60	0,15	8,50
17.	Medián	9,07	10,78	13,40	2,57	1,27	13,15	6,42	29,41	22,93	6,40	1,05	30,50
	Minimum	6,78	9,14	11,54	1,28	0,92	9,80	4,24	20,00	13,32	5,36	0,84	16,00
	Maximum	11,11	12,46	15,14	3,45	1,84	15,39	8,16	32,18	25,08	7,54	1,41	50,00
	Átlag	9,68	11,59	14,11	2,52	0,92	13,22	7,20	28,11	20,91	5,92	1,05	48,60
	Szórás	2,66	1,29	1,57	0,70	0,20	1,16	1,93	4,08	3,57	0,63	0,20	19,20
18.	Medián	9,64	11,50	13,55	2,54	0,88	13,28	7,52	28,57	20,91	5,87	1,05	45,00
	Minimum	2,82	9,23	12,01	0,61	0,38	9,63	3,54	18,64	13,13	4,79	0,75	16,00
	Maximum	14,55	14,01	17,24	4,59	1,38	15,32	11,44	36,79	29,60	7,34	1,45	101,00

Érkezett: 2025.03.09.

Közlésre elfogadva: 2025.10.02.

A FAÁLLOMÁNY-SZERKEZET HATÁSA A DENEVÉRFAUNÁRA A SOMHEGY ERDŐREZERVÁTUM MAGTERÜLETÉN

Horváth Bálint¹, Nagy-Khelli Melinda¹, Barina Zoltán² és Dobrosi Dénes³

¹Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, 9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.

²WWF Magyarország, 1141 Budapest, Álmos vezér útja 69/A

³Jász-Nagykun-Szolnok Vármegyei Kormányhivatal, 5000 Szolnok, Kossuth L. u. 2.

Kivonat

A hazai erdőrezervátumokban a zoológiai kutatások alkalmi jellegűek, az eddigi vizsgálatok főleg faunisztikai kérdésekre irányultak. A Somhegy Erdőrezervátumban az alapfelmérés mellett bioakusztikus vizsgálatokat végeztünk azzal a céllal, hogy megvizsgáljuk a faállomány-szerkezet hatását a denevérek gyakoriságára. Kutatásunk során 44 mintavételi pontban végeztünk felméréseket. A faállomány vizsgálata során összesen 596 élő faegyedet, 229 db fekvő holtfát, 66 fő álló holtfát és 225 db koronasérült beteg fát azonosítottunk. A bioakusztikus adatgyűjtés során a denevérek 5 fajcsoportját figyeltük meg és 9593 hangdetektálás történt. A vizsgálati terület domináns fafaja a bükk, leggyakoribb denevércsoport a *Pipistrellus* agg. volt. A faállomány jellemzői közül főleg a fák átlagos mellmagassági átmérőjével állt pozitív korrelációban a denevérek gyakorisága. A nyílt területek felett vadászó „légivadász” fajcsoport gyakoriságára a fekvő holtfák magasabb száma volt pozitív hatással. Eredményeinkből arra következtethetünk, hogy a terméshatékony állapotú idős erdők egyes jellemzői (nagy méretű fák és a holtfák magas száma) kedvező a denevérek közössége számára, de hatásuk nem egyenletes a különböző fajcsoportokra.

Kulcsszavak: Chiroptera, hosszú távú vizsgálatsorozatok, zoológia, holtfa

EFFECTS OF FOREST STAND STRUCTURE ON BAT ASSEMBLAGES IN THE CORE AREA OF THE SOMHEGY FOREST RESERVE

Abstract

Zoological research in Hungarian forest reserves has been sporadic and largely faunistic. In the Somhegy Forest Reserve, we combined a baseline survey with passive acoustic monitoring to characterise bat assemblages and assess how forest-stand structural attributes influence bat activity (used here as a proxy for abundance). Surveys were conducted at 44 sampling points. Vegetation inventories recorded 596 live trees, 229 lying deadwood, 66 standing dead trees, and 225 crown-damaged living trees. Bioacoustic monitoring yielded 9593 detections and identified five species groups. European beech was the dominant tree species, and *Pipistrellus* group was the most frequently detected bat community. Among stand-structure variables, bat activity showed the strongest positive association with mean diameter at breast height (DBH). Activity of the „aerial-hawking guild” bat group increased with the abundance of lying deadwoods. These findings indicate that structural attributes typical of older stands – larger mean DBH and greater deadwood availability – enhance habitat suitability for forest bats in unmanaged reserves.

Keywords: Chiroptera, long run surveillances, zoology, deadwood

Levelező szerző/Correspondence:

Horváth Bálint, 9600 Sárvár, Várkerület 30/A, e-mail: horvath.balint@uni-sopron.hu

BEVEZETÉS

Az erdei ökoszisztémák biodiverzitásának fenntartásában fontos szerepet játszanak a denevérek (Chiroptera), amelyek Európában kizárólag rovarevők, ezért jelentős szerepük van a herbivor gerinctelenek populációinak szabályozásában. Ebből kifolyólag egyik legfontosabb funkciójuk az erdők egészségi állapotának és ökológiai stabilitásának fenntartása (Russo et al. 2016). Számos denevérfaj az erdei élőhelyek strukturális sajátosságaihoz kötődik, így az erdőszerkezet változásai érzékenyen érinthetik e fajok előfordulását és közösségi összetételét (Leidinger et al. 2020; Rigo et al. 2024).

A denevérek élőhelyválasztása nagymértékben függ az erdő vertikális és horizontális szerkezetétől. Az olyan tényezők, mint a lombkorona záródása, a faállomány kora, a holtfák (álló és fekvő formákban) jelenléte, az aljnövényzet borítása, valamint a mikroklimatikus viszonyok jelentősen befolyásolják a denevérek táplálkozási- és pihenőhely-választását (Tillon et al. 2016; Rigo et al. 2024; Meramo et al. 2025). A természetes vagy antropogén bolygatás mértéke hatással lehet a rovarok tömegességi viszonyaira és sokféleségére, amely szintén hatással van a denevérfauna diverzitására (Newbold et al. 2015; Russo et al. 2016; Pauwels et al. 2021). A strukturálisan komplex, mozaikos erdők jellemzően többféle repülési és vadászati stratégiát alkalmazó denevérfaj számára biztosítanak megfelelő életteret. Ezzel szemben a homogén, fiatal, gazdasági célból kezelt erdők gyakran alacsonyabb fajgazdagságot és denzitást mutatnak (Dobrosi 2017, Froidevaux et al. 2021, Rigo et al. 2024).

A Somhegy Erdőrezervátum kiemelt jelentőségű kutatási terület, mivel közel három évtizede a természetes erdődinamikai folyamatok emberi beavatkozás nélkül érvényesülnek. A változatos domborzat és a faállomány sajátosságai lehetőséget biztosítottak a különböző erdőszerkezeti jellemzők denevérközösségekre gyakorolt hatásának vizsgálatára.

Jelen tanulmány célja, hogy feltárja a faállomány különböző jellemzőinek hatását a denevérfauna denzitására a Somhegy Erdőrezervátum magterületén. A területen hasonló jellegű vizsgálat még nem történt, denevérfaunisztikai felmérést a magterületen nyíló Nagy-Pénzlik barlang környékén Paulovics & Görföl (2007) végeztek. A kutatás hozzájárul a természetközeli erdőgazdálkodási és természetvédelmi gyakorlatok tudományos megalapozásához, és új ismeretekkel szolgálhat a denevérek élőhelyigényeinek pontosabb megértéséhez.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület jellemzése

A vizsgálat helyszíne a Somhegy Erdőrezervátum, amely a Bakony nyugati peremén, Bakonybél község közelében, a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területén helyezkedik el (1. ábra). A rezervátum összterülete 293,2 ha, amelyből 103,6 ha magterület és 189,6 ha védőzóna (Ökológiai Kutatóközpont 2025). A területet 2000-ben nyilvánították erdőrezervátummá (KöM 2000).



1. ábra: A Somhegy Erdőrezervátum magterülete a mintavételi pontokkal (MVP). Az MVP-k sorszámai a hosszútávú vizsgálatsorozatok részeként kitűzött és állandósított ERDŐ+h+á+I+ó mintavételi hálózatának megfelelően szerepelnek a térképen. Háttérfedvény forrása: FÖMI orthophoto

Figure 1: Core area of the Somhegy Forest Reserve with sampling points (MVPs). The numbering follows the ERDŐ+h+á+I+ó sampling network of the long run surveillances. Basemap: FÖMI orthophoto

A domborzatot mészkőhátak és lejtők uralják, a terület 450–610 méter közötti tengerszint feletti magasságban helyezkedik el. A geológiai alapkőzet döntően triász mészkő és dolomit, ami változatos talaj- és mikroélelőhelyi viszonyokat eredményez (Böloni et al. 1997). A klíma mérsékelten hűvös és nedves, az évi középhőmérséklet az irodalmi adatok szerint körülbelül 8,5 °C, az éves csapadékmennyiség 790 mm körüli (Böloni et al. 1997). Ugyanakkor, az ERTI bakonybéli meteorológiai állomása szerint az elmúlt években a lehullott csapadék mennyisége gyakran alacsonyabb az átlagosnál (pl.: 2024 – 580 mm, 2022 – 593 mm, 2021 – 476 mm); kivételt képzett a 2023-as év, amikor az átlagosnál több csapadék hullott a vizsgálati terület közelében (1037 mm).

A vegetációt zömmel szubmontán bükkösök (*Fagetum sylvaticae*) alkotják, amelyek közé főként gyertyán (*Carpinus betulus* L.), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* L.), hársfajok (*Tilia* spp.), valamint magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) társul. Az állományok átlagos életkora meghaladja a 100 évet. A rezervátum különösen gazdag holtfaállományban, amely jelentős mennyiségben található mind fekvő, mind álló (szárazon álló fatörzsek, csonkok) formában (Horváth & Illés 2025). Ez a strukturális változatosság kiemelt jelentőségű az üregekben vagy faodvakban pihenő denevérek számára, illetve rovarokban gazdag táplálkozóhelyet biztosít a Chiroptera-közösségeknek.

A faállomány-szerkezet vizsgálati módszere

A mintavételi pontok az erdőrezervátumok ERDŐ+h+á+l+ó mintavételi hálózatára épültek, amely 100x100 méteres szisztematikus mintázatot követ a Somhegy Erdőrezervátumban. A kiértékelésben nem szerepel az összes MVP faállomány-szerkezeti adata, csak azokat használtuk fel, amelyekben denevér-mintavétel is történt. A faállomány vizsgálatának módszere az erdőrezervátumok hosszú távú vizsgálatsorozatai során alkalmazott FAÁSZ mintavételt követte (Horváth 2012). Minden MVP körül 250 m²-es körben ($r=8,92$ m) rögzítettük az 5 cm-es mellmagassági átmérőt meghaladó fásszárú növények jellemzőit. A mintavételt kiegészítettük a $k=2$ -es szögszám-láló próbával, így a 8,92 méternél messzebb lévő nagyobb átmérőjű fák adatait is rögzítettük. A terepi vizsgálatot 2025 február-március hónapokban végeztük el. A kiértékeléshez a következő adatokat használtuk fel: (1) lombkoronaszint záródása; (2) fák tőszáma az adott mintakörben; (3) fák átlagos mellmagassági átmérője (cm); (4) koronasérült beteg fák tőszáma; (5) fekvő holtfák mennyisége; (6) álló holtfák tőszáma. Az adatok terepi rögzítése az erdőrezervátum kutatásokhoz ajánlott 4.0 verziójú FAÁSZ adatlapra történt. A fekvő holtfák vizsgálata vonal menti mintavétellel készült, amely során az adott MVP középpontjából kiindulva 3 irányba (0°, 120° és 240° irányszöveget tartva) 20 méteres szakasz mentén végeztük a felmérést. Minden olyan fekvő holtfa bekerült a mintába, amely legalább 5 cm átmérőjű és középvonalát keresztezte a mintavételi vonal.

A denevér-fauna vizsgálati módszere

A vizsgálat akusztikus mintavevő eszközökkel történt, 2024. június 24–25-én, AudioMoth adatgyűjtő használatával. Az adatgyűjtés alkonyattól pirkadatig tartott. Összesen 44 mintavételi pontba helyeztük ki az adatgyűjtőket. A mintavételi pontok helyzete az ERDŐ+h+á+l+ó mintapontjaihoz igazodott, ügyelve arra, hogy a vegetáció szerkezete ne befolyásolja a hangrögzítés eredményességét. A hangfájlok kiértékelése saját fejlesztésű szoftver segítségével történt, amely egyedi hangfrekvencia alapján azonosította a denevéreket (Dobrosi 2017). A denevérek faji szintű, pontos azonosítása az ultrahangok vizsgálatával nem minden esetben lehetséges (Szőke & Estók 2012), ezért Dobrosi (2017) munkáját követve fajcsoportokat vizsgáltunk. Olyan fajcsoportok szerint történt az azonosítás, amelyek besorolása nagy biztonsággal lehetséges és ökológiai sajátosságaiuk igen hasonlóak, ezek a következők: Myotis csoport, Plecotus csoport, Barbastella csoport, Rhinolophus csoport, „légivadász” csoport (*Vespertilio murinus*, *Nyctalus* spp., *Eptesicus* spp.), Pipistrellus (*Pipistrellus* spp., *Hypsugo savii*) csoport.

A gyakorisági viszonyokat az alapján határoztuk meg, hogy egy adott denevérfajcsoport hangja milyen gyakran jelent meg a mintákban (azaz milyen magas volt a denevérek aktivitása egy MVP-ben).

Kiértékelés módszere

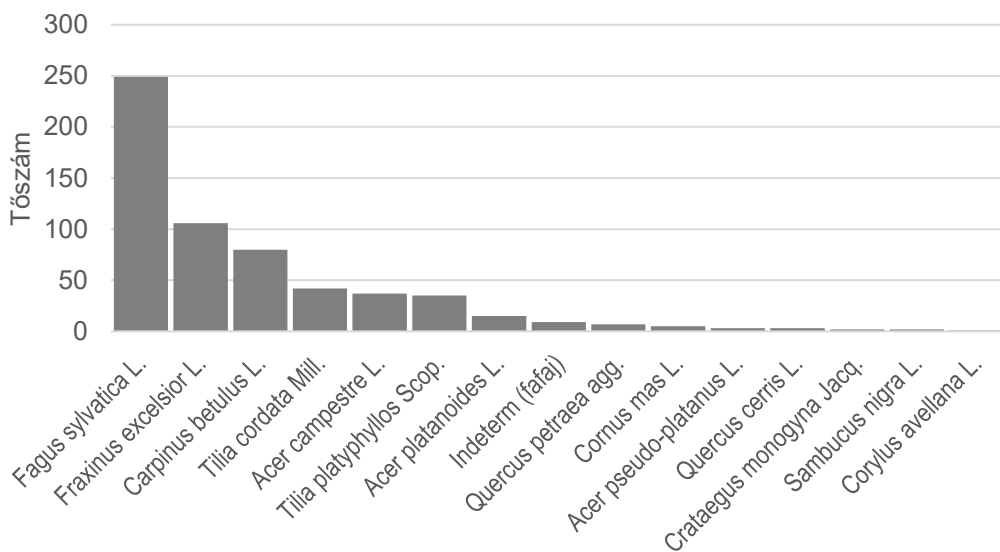
A statisztikai kiértékeléshez az egyes mintavételi pontokra jellemző átlagos mellmagassági átmérőt és lombkoronaszint záródást vettük figyelembe, míg az egyéb magyarázó változók esetében a tényleges mintavételi értékeket használtuk fel (pl. tényleges tőszám az adott MVP-ben). A denevérfauna és a faállomány-szerkezet közötti összefüggések vizsgálatához generalizált lineáris modelleket (GLM) használtunk (McCullagh & Nelder 2019), Poisson eloszlással, amelyekben a függő változó a denevérek gyakorisága, a magyarázó változók pedig a faállomány-szerkezeti adatok voltak. A GLM

eredményeit marginális hatás ábrákkal szemléltettük, amelyek az előrejelzett értékeket és a 95%-os konfidencia-intervallumot mutatják egy adott változó mentén (Fox 2003; Fox & Weisberg 2019).

A GLM modellek illeszkedését az adatokhoz reziduális diagnosztika ábrán ellenőriztük (Davison & Snell 1991), a reziduumok eloszlását az elméletileg várt normális eloszlással kvantilis-kvantilis ábrán (QQ plot) hasonlítottuk össze (Wilk & Gnanadesikan 1968). Csak azokat az eredményeket ismertetjük, amelyek az ellenőrző tesztek alapján elfogadhatóak voltak. A kiértékeléshez az R 4.5.0 statisztikai szoftvert használtuk (R Core Team 2025).

EREDMÉNYEK

A faállomány-szerkezeti vizsgálat során a mintavételi pontokban összesen 596 db faegyedet azonosítottunk. Leggyakoribb fajok a bükk (*Fagus sylvatica* L.), magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) és a gyertyán (*Carpinus betulus* L.) voltak (2. ábra).

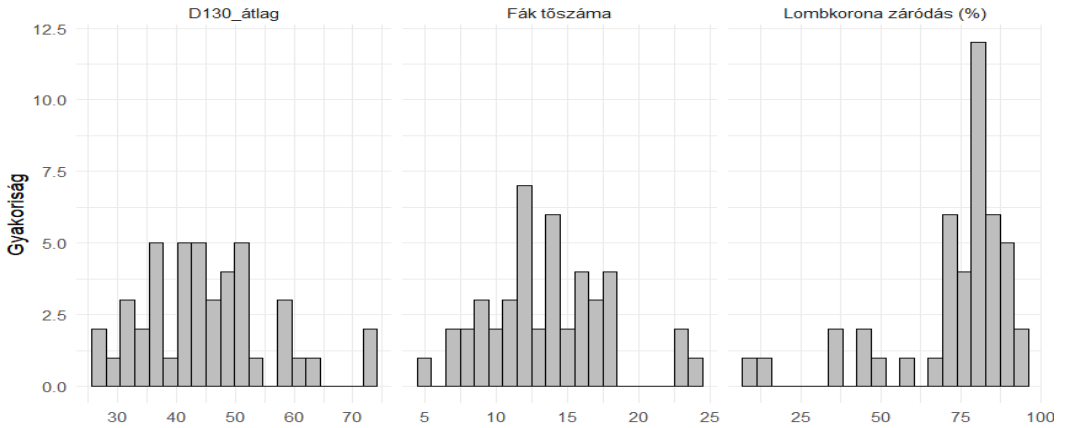


2. ábra: A vizsgálat során megfigyelt fajok gyakorisága a Somhegy Erdőrezervátum magterületén

Figure 2: Abundance of the tree species in the core area of Somhegy Forest Reserve

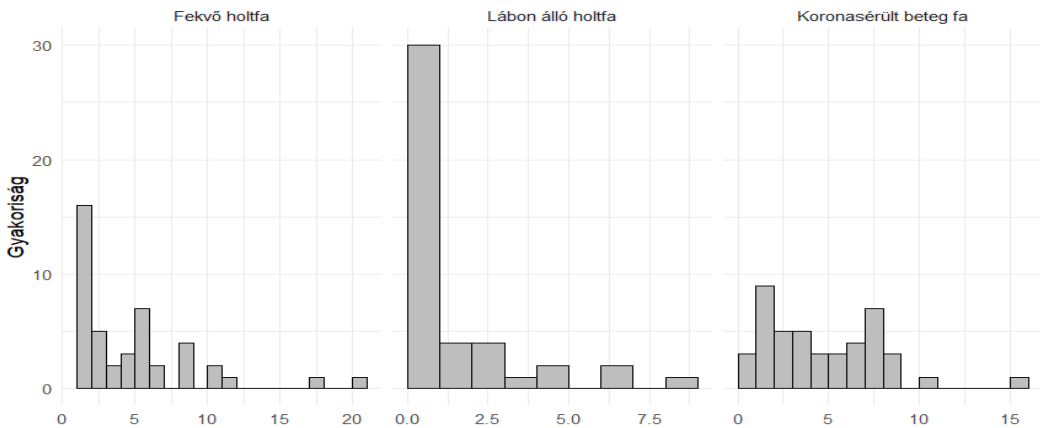
A fák átlagos mellmagassági átmérője 44,1 cm (SD: 19,6), eloszlásuk nem volt egyenletes a vizsgált MVP-ken belül. A fák tőszámának eloszlása sem volt egyenletes, csak kevés esetben haladta meg a 20 tő/MVP sűrűséget. A lombkoronaszint záródása átlagosan 72% volt (SD: 19), a legtöbb mintapontban 75–90 % közötti záródást figyeltünk meg. Az átlagos mellmagassági átmérő, tőszám és átlagos lombkoronaszint-záródás eloszlását a 3. ábra szemlélteti.

A holtfa mennyisége szintén változó volt a mintavételi pontokon. Leggyakrabban a fekvő holtfák fordultak elő (229 db), ugyanakkor az álló holtfák mennyisége is szembetűnő volt (66 tő). A beteg, koronasérült fák tőszáma szintén magas volt az MVP-kben (225 tő). A holtfák és beteg fák mennyiségének eloszlását a 4. ábra mutatja be.



3. ábra: Az átlagos mellmagassági átmérőnek (D130_átlag) (cm), a fák tőszámának és a lombkoronaszint záródásának eloszlását szemléltető histogramok

Figure 3: Distribution of average DBH (D130_átlag) (cm), stem number of trees and canopy coverage on histograms



4. ábra: A fekvő holtfák, lábon álló holtfák és koronasérült beteg fák eloszlását szemléltető histogramok

Figure 4: Distribution of lying- and standing dead trees and crown damaged living trees on histograms

A denevérek vizsgálata során 5 fajcsoportot figyeltünk meg, összesen 9593 hang-detekció során. Leggyakoribb a *Pipistrellus* fajcsoport volt, amelyet jóval több esetben detektáltunk, mint a többi denevérfajt. A megfigyelt fajcsoportokat, továbbá a kumulált és átlagos gyakoriságukat az 1. táblázat tartalmazza. A *Rhinolophus* fajcsoport egyetlen hangját sem sikerült rögzítenünk.

1. táblázat: A vizsgálat során detektált denevér-fajcsoportok gyakorisági értékei a Somhegy Erdőrezervátum magterületén
Table 1: Abundance of bat species groups in the core area of Somhegy Forest Reserve

Fajcsoport	Kumulált gyakoriság	Átlagos gyakoriság	Szórás
<i>Pipistrellus</i>	6805	154,66	181,30
„Légivadász” (<i>Nyctalus-Vespertilio-Eptesicus</i>)	1479	33,61	57,68
<i>Barbastella</i>	721	16,39	20,89
<i>Myotis</i>	422	9,59	24,11
<i>Plecotus</i>	166	3,77	7,88

A denevérek és a faállomány-szerkezet közötti összefüggés vizsgálat során megvizsgáltuk a megfigyelt Chiroptera fajok gyakoriságát az egyes magyarázó változók mentén. A GLM eredmények szignifikancia-szintjei alapján csak kevés esetben volt vizsgálható a denevérek és a faállomány jellemzői közötti összefüggés. A fák mellmagassági átmérője volt a leginkább hatással a denevérek aktivitására. Ugyanakkor a „légivadász” fajcsoport gyakoriságát a fekvő holtfák mennyisége befolyásolta. A *Barbastella* és *Myotis* fajcsoport nem mutatott szignifikáns korrelációt a vizsgált magyarázó változókkal. Mivel a „légivadász” fajcsoport fajai elsősorban nyílt élőhelyek felett vadásznak, amely zárt erőtársulásokban kevésbé fordul elő, megvizsgáltuk a denevérek és a faállomány közötti kapcsolatot a „légivadászok” nélkül is. Az eredményeken ez a fajta csoportosítás nem változtatott, a fák mellmagassági átmérőjével mutatott gyenge szignifikáns kapcsolatot (2. táblázat).

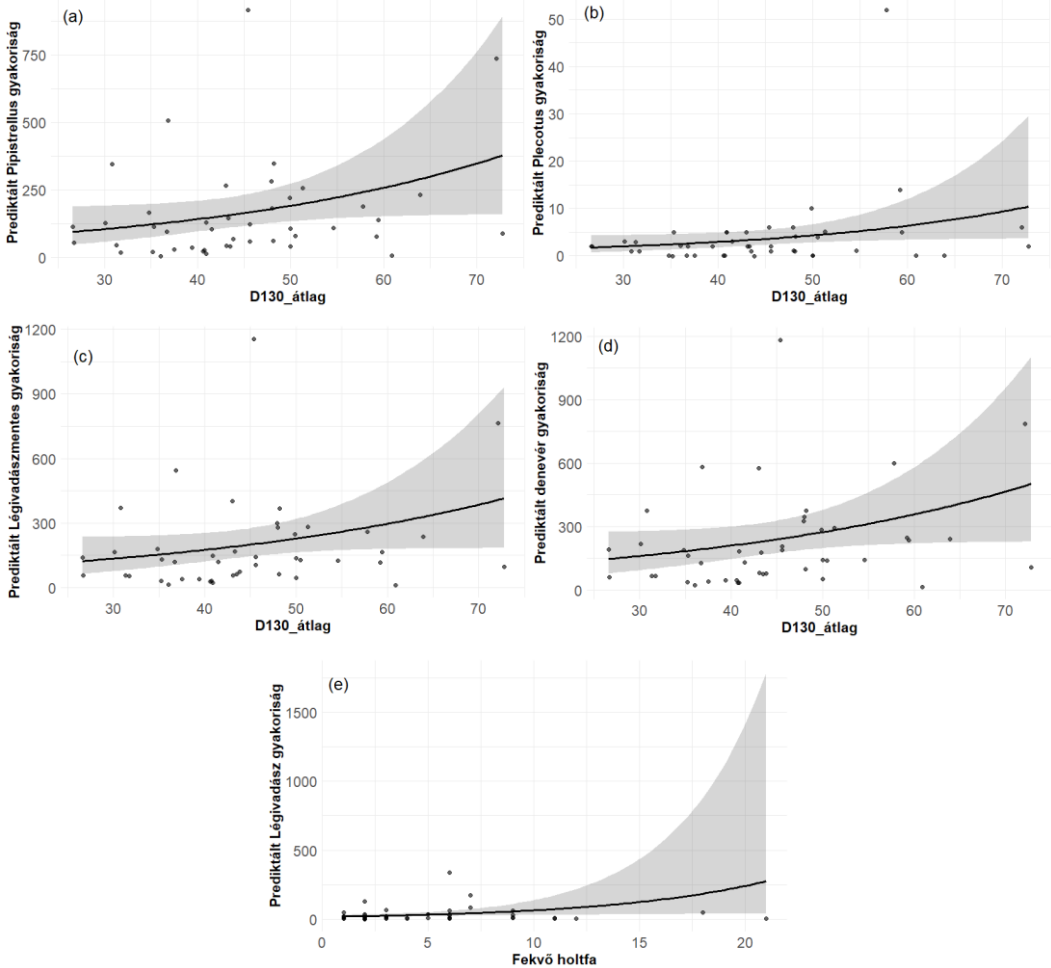
2. táblázat: A megfigyelt denevér-fajcsoportok és a faállomány-szerkezeti jellemzők összefüggéseit vizsgáló GLM eredményeinek szignifikancia-szintjei

Table 2: Significance levels of GLM results examining the relationship between bat species groups and forest stand structural characteristics

Fajcsoport	Lombkorona-szint-záródás	Fák tőszáma	Mellmagassági átmérő	Álló holtfa	Fekvő holtfa	Koronasérült beteg fa
<i>Pipistrellus</i>	0,736	0,362	0,051*	0,966	0,588	0,142
„Légivadász”	0,274	0,688	0,212	0,190	0,016**	0,256
<i>Barbastella</i>	0,309	0,495	0,910	0,969	0,551	0,290
<i>Myotis</i>	0,167	0,576	0,283	0,403	0,856	0,284
<i>Plecotus</i>	0,377	0,206	0,045**	0,255	0,429	0,582
„Légivadász” nélkül	0,626	0,410	0,069*	0,966	0,704	0,219
Összes denevér	0,444	0,426	0,057*	0,741	0,897	0,341

Szignifikancia kódok: **0,05; *0,1

A GLM-vizsgálatok szignifikáns eredményei minden esetben pozitív kapcsolatot mutattak a denevér-fajcsoportok és a magyarázó változók között (5. ábra).



5. ábra: A szignifikáns GLM-eredmények predikciós görbéi. Szürke sáv: 95%-os konfidencia intervallum.

(a) *Pipistrellus* fajcsoport; (b) *Plecotus* fajcsoport; (c) a „légivadász” fajcsoport kivételével az összes megfigyelt denevér; (d) az összes megfigyelt denevér; (e) „légivadász” fajcsoport

Figure 5: Prediction curves of significant GLM results. Grey mark the 95% confidence band.

(a) *Pipistrellus* agg.; (b) *Plecotus* agg.; (c) all bats without the „aerial-hawking guild”; (d) all bats; (e) „aerial-hawking guild”

MEGVITATÁS

A vizsgált MVP-kben minél nagyobb volt a fák átlagos mellmagassági átmérője, annál több idősebb fát feltételeztünk a mintavételi körön belül. Ebből arra következtettünk, hogy az idősebb és nagyméretű fák magasabb száma kedvező hatással van a denevérek gyakoriságára. Ezt a megállapítást számos korábbi kutatás is alátámasztja (e. g. Burgar et al. 2015; Meramo et al. 2025). Az időskorú, összetett struktúrájú, extenzíven kezelt állományban jellemzően magasabb azoknak a mikroélelőhelyeknek a száma, amelyek nappali búvóhelyet (pl. odvas fák), vagy diverzebb és bőséges táplálékforrást (pl.: holtfák magasabb száma, magasabb éjszakai lepke-abundancia) biztosítanak a denevé-

rek számára (Kotowska et al. 2020, Froidevaux et al. 2021). Következtetéseink így összhangban állnak más kutatások eredményeivel: a nagy, idős fák mennyisége kedvező hatással van a denevérek gyakoriságára.

A „légivadász” fajcsoport gyakorisága nem mutatott korrelációt a fák mellmagassági átmérőjével, viszont szignifikáns kapcsolatban állt a fekvő holtfák mennyiségével. A denevérek fajcsoportokba sorolását Dobrosi (2017) munkája alapján végeztük el, amely szerint a „légivadász” csoport fajai jellemzően nyílt, akadálymentes területek fölött vadásznak (pl.: vágásterületek, erdőfelújítások, tisztások, természetes lékek), erre specializálódott alacsony ultrahang-frekvenciájuk is. Egy MVP-n belül a fekvő holtfák magas számából adódóan feltételezhető az álló fák alacsonyabb denzitása, így a nyíltabb erdőstruktúra is, amely eredményeink alapján kedvezőbb feltételeket biztosított a „légivadász” fajcsoport számára.

A holtfák nagyobb mennyisége több kutatás szerint is kedvező a denevérközösségek számára (e. g. Tillon et al. 2016, Rigo et al. 2024); Russo et al. (2004) ezt az összefüggést kifejezetten a *Barbastella barbastellus* faj – amely a Somhegy Erdőrezervátum magterületén is előfordult – esetében is megállapította. Magyarországi viszonylatban Dobrosi (2017) eredményei is a holtfa jelenléte és a denevércsoportok gyakorisága közötti szoros pozitív összefüggést támasztották alá. Ugyanakkor a „légivadász” csoport esetében nem talált kapcsolatot a holtfák mennyiségével. Ezek az eredmények ellentétesek az általunk megfigyelt összefüggésekkel, esetünkben csak a „légivadász” fajcsoportra volt kedvező hatással a fekvő holtfa mennyisége. Annak, hogy eredményeink a holtfa tekintetében eltérőek más kutatások tapasztalataitól, több oka is lehet. Russo et al. (2004) nem az általunk használt bioakusztikus mintavételt alkalmazta, kifejezetten a nappali pihenőhelyek jellegét vizsgálta, tehát a módszertan és részben a magyarázó változók is eltérőek voltak. Tillon et al. (2016) és Rigo et al. (2024) másként definiálták a mintavételi körök méretét és a minimum átmérőt, ami alapján a fák a mintába kerültek. Dobrosi (2017) munkájában pedig több erdőállományban végzett vizsgálat és magasabb mintaszám alapján állapította meg eredményeit, rendszerint erdőművelés alatt álló területeken. Erdőművelésből kivont, rezervátumként funkcionáló erdőterületeken a természetes folyamatok szabadabb érvényesülése miatt pontosabb képet kaphatunk a denevérek élőhely-preferenciájáról. Az erdő fásszárú vegetációjának szerkezete nemcsak a denevérek fajgazdagságát és gyakoriságát befolyásolhatja; a bioakusztikus mintavétel sikerességére is hatással lehetnek, különösen az újulat- és cserjeszint. Jelen tanulmányban nem vizsgáltuk a lombkoronaszint alatti vegetáció hatását a mintavételre, feltételezzük, hogy eredményeink és a korábbi kutatások tapasztalatai közötti részleges eltérést az adott MVP-n belüli cserjeszint borítás is befolyásolhatta.

Hazai viszonylatban, erdőrezervátumban korábban nem végeztek a faállomány-szerkezet és a denevérek gyakorisága közötti összefüggés-vizsgálatot, nemzetközi téren is csak kevés hasonló kutatás ismert (e. g. Bačkor 2016; Leidinger et al. 2020), ezért eredményeink újszerűek. Ugyanakkor a faállomány-szerkezet denevérekre gyakorolt hatásának pontosabb megismeréséhez szükségesnek tartjuk a kutatás folytatását, a mintaterületek számának növelése, illetve a magyarázó változók bővítése (pl.: újulati- és cserjeszint) mellett.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A faállomány-szerkezeti vizsgálatok megvalósulását az Agrárminisztérium EGF/153/2024 számú támogatói okirata által biztosított, „Erdőrezervátumok felmérése” feladatkörhöz kapcsolódó finanszírozás tette lehetővé.

Az ERDŐ+h+á+l+ó mintavételi pontok kitzűzésében Toldi Valter, Farkas Máté és Eötvös Csaba Béla segítette a munkánkat, ezúton szeretnénk kifejezni köszönetünket.

IRODALOMJEGYZÉK

- Bačkor, P. 2016: The activity of bats in the Badínsky prales primeval forest. *Folia Oecologica* 43 (1): 89–94.
- Böloni J., Király G., Szomorád F. & Tímár G. 1997: Új adatok az Északi-Bakony flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* 2: 13–19.
- Burgar, J. M., Craig, M. D. & Stokes, V. L. 2015: The importance of mature forest as bat roosting habitat within a production landscape. *Forest Ecology and Management* 356: 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.027>
- Davison, A.C. & Snell, E.J. 1991: Residuals and diagnostics for generalised linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)* 53 (2): 257–282.
- Dobrosi D. 2017: A holtfa és egyéb erdőökológiai tényezők jelentősége a denevérek számára. *Erdészettudományi Közlemények* 7 (1-2): 135–154.
- Fox, J. (2003). *Effect Displays in R for Generalised Linear Models*. *Journal of Statistical Software* 8 (15): 1–27. <https://doi.org/10.18637/jss.v008.i15>
- Fox, J., Weisberg, S. 2019: *An R Companion to Applied Regression*. 3rd edition. Sage.
- Froidevaux, J. S. P., Barbaro, L., Vinet, O., Larrieu, L., Bas, Y., Molina, J., et al. 2021: Bat responses to changes in forest composition and prey abundance depend on landscape matrix and stand structure. *Scientific Reports* 11: 10586. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89660-z>
- Horváth F. 2012: Módszertani fejlesztések az erdőrezervátumok hosszú távú faállomány-szerkezeti kutatásához. *Doktori értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola, Sopron*: 125.
- Horváth B. & Illés G. 2025: A Somhegy Erdőrezervátum (ER-41) egységes alapfelmérése 2024-ben. *Kutatási jelentés, Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály, Sopron*: 36.
- Kotowska, D., Zegarek, M., Sojca, G., Satory, A., Pátr, T. & Žmihorski, M. 2020: Spatial patterns of bat diversity overlap with woodpecker abundance. *PeerJ*, 8:e9385. <https://doi.org/10.7717/peerj.9385>
- KöM 2000: 2/2000. (III. 24.) KöM rendelet a Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területén lévő egyes védett természeti területek erdőrezervátumává nyilvánításáról.
- Leidinger, J., Weisser, W. W., Kienlein, S., Blaschke, M., Jung, K., Kozak, J., et al. 2020: Formerly managed forest reserves complement integrative management for biodiversity conservation in temperate European forests. *Biological Conservation* 242: 108437. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108437>
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. 2019: *Generalized Linear Models*; Routledge: New York, NY, USA.
- Meramo, K., Vasko, V., Pietikäinen, T-M., Laine, V. N., Ovaskainen, O. & Lilley, T. M. 2025: Tree-volume and forest age increase bat species diversity in boreal urban landscape. *Landscape Ecology* 40: 23. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-02035-3>
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., et al. 2015: Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520: 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Ökológiai Kutatóközpont 2025: Somhegy Erdőrezervátum. Elérés: <https://erdorezervatum.hu/Somhegy>. Elérve: 2025.09.23.
- Paulovics P. & Görföl T. 2007: A Bakony-hegység barlangjainak és mesterséges üregeinek denevérfaunisztikai felmérése. In: Boldogh S. & Estók P. (eds.): *Földalatti denevérszállások katasztere I. Aggteleki NPI, Jósvaló*: 216-247.
- Pauwels, J., Le Viol, I., Bas, Y., Valet, N. & Kerbiriou, C. 2021: Adapting street lighting to limit light pollution's impacts on bats. *Global Ecology and Conservation* 28: e01648. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01648>
- R Core Team 2025: *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2025.

- Rigo, F., Paniccia, C., Anderle, M., Chianucci, F., Obojes, N., Tappeiner, U., et al. 2024: Relating forest structural characteristics to bat and bird diversity in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management* 554: 121673. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121673>
- Russo, D., Billington, G., Bontadina, F., Dekker, J., Dietz, M., Gazaryan, S., et al. 2016: Identifying key research objectives to make European forests greener for bats. *Frontiers in Ecology and Evolution* 4: 87. <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00087>
- Russo, D., Cistrone, L., Jones, G. & Mazzoleni, S. 2004: Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117 (1): 73–81. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00266-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00266-0)
- Szöke K. & Estók P. 2012: Különböző állapotú erdőrészek denevéregyütteseinek összehasonlítása akusztikus mintavételek alapján. In: Bíró M. (ed.): A XXX. Országos Tudományos Diákköri Konferencia díjazott hallgatóinak dolgozatai. EKF Líceum Kiadó, Eger: 880–895.
- Tillon, L., Bouget, C., Paillet, Y. & Aulagnier, S. 2016: How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *European Journal of Forest Research* 135: 433–449. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0944-0>
- Wilk, M.B. & Gnanadesikan, R. 1968: Probability plotting methods for the analysis of data. *Biometrika* 55 (1): 1–17.

Érkezett: 2025.10.16.

Közlésre elfogadva: 2025.12.02.



Lábas égeres a hansági Csikos-éger erdőtümben

A hansági égeres láperdők utolsó hírmondója a nevezetes Csikos-éger, amely mintegy 50 hektárnyi területen őrizte meg az égererdők hajdani képét. A 20. század első felében még 3000 hektárt elfoglaló mézgás égereket tőzeges láptalajra ültették. A lecsapolások miatti folyamatos szárazodás és levegősödés miatt azonban a tőzegréteg gyorsan bomlani kezdett. Ez a talajszint csökkenéséhez vezetett, mivel a bomlás során keletkezett kotu már sokkal kisebb térfogatot foglal el. Így az égerfák töve és az onnan induló gyökerek a talaj felszíne fölé kerülve láthatóvá váltak, és kialakult a látványos „lábas éger” forma.

Fotó és szöveg: Nagy Csaba

ÖSSZEHASONLÍTÓ TALAJBIOLÓGIAI VIZSGÁLATOK A HANSÁGI RELIKTUM CSÍKOS-ÉGER ERDŐBEN ÉS A KÖRNYEZŐ FAÁLLOMÁNYOKBAN

Zagyva Zalán Rókus¹ és Winkler Dániel²

¹ Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar

² Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Vadbiológiai Intézet

Kivonat

Kutatásunkban talajfaunisztikai vizsgálatokat végeztünk egy hansági reliktum jellegű mézgás éger állományban (Csíkos-éger), valamint ezzel egyidejűleg vizsgáltuk a területen található egyéb állománytípusok (természeteszerű tölgyes-kőrises, ültetett hazai- és nemesnyár-állományok) talajfaunáját. A talajbiológiai minőség értékelésére a QBS indexet alkalmaztuk, amelynek alapja a különböző, a talajban való léthez eltérő fokon adaptálódott mikroartropoda taxonok jelenléte vagy hiánya. A kimutatott taxonok (valamint lárvafarmák) száma a legmagasabb (18) a mézgás égeresben volt, ezt követte a tölgyes-kőrises 14 taxonnal, majd a nemesnyáras (13) és a hazai nyáras (12). Mind az átlagos, mind a kumulált QBS index a mézgás égeresben volt a legnagyobb. Sorrendben a tölgyes-kőrises állomány következett, végül a nyár ültetvények. Utóbbiakat tekintve az átlagos QBS érték a nemesnyárasban volt magasabb, míg a magasabb kumulált index a hazai nyárasra volt jellemző. Az ugróvillások vizsgálata során összesen 51 faj 2025 egyedét azonosítottuk be. Az átlagos és az élőhelyet jellemző kumulatív fajszámot (S) tekintve egyaránt a reliktum mézgás égeres állomány bizonyult a legfajgazdagabbnak. Ha a teljes vizsgálati területen kimutatott Collembola fajok számát 100%-nak tekintjük, akkor a mézgás égeres állományokban a fajok 72,5%-a (37 faj) fordult elő. Magasnak tekinthető a tölgyes-kőrises állományok fajszáma is (35 faj), ami a teljes területen kimutatott fajkészlet közel 70%-a. Fajokban jóval szegényebbnek bizonyultak az ültetvényszerű nyár állományok. A nemesnyárasokban 23, a hazai nyárasokban 22 faj került elő (a teljes fajkészlet 43–45%-a). Az abundancia vonatkozásában hasonló arányok figyelhetők meg. A legnagyobb átlagos abundancia (A) szintén a mézgás égeresek talajára volt jellemző, ahol is a nyár ültetvényekkel összehasonlítva 2,5-szeres volt az 1 m²-re vonatkoztatott egységsűrűség.

Kulcsszavak: talajbiológiai minőség, QBS, Collembola, diverzitás, talajdegradáció

COMPARATIVE SOIL BIOLOGICAL STUDY IN THE RELICT CSÍKOS ALDER WOOD AND THE SURROUNDING WOOD PLANTATIONS

Abstract

Soil faunistic surveys were carried out in a relict alder stand in Hanság. Simultaneously, we investigated the soil fauna of other stand types (semi-natural oak-ash, planted native and Euramerican hybrid poplar stands) in the area. To assess the soil biological quality, the QBS index was used, based on the presence or absence of different microarthropod taxa and their adaptation level to the soil environment. The highest number of taxa was detected in the common alder stand (18), followed by the oak-ash forest with 14 taxa, then the non-native hybrid poplar (13) and native poplar (12) stands. Both the mean and cumulative QBS index was the highest in the common alder stand.

Levelező szerző/Correspondence:

Winkler Dániel, 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4.; e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu



The oak-ash stand ranked next, followed by the poplar plantations. Regarding the Collembola, a total of 2,025 individuals of 51 species were identified during the study of the springtails. Both in terms of mean and habitat-specific cumulative species number (S), the relict common alder stand was found to be the most species-rich. If we consider the number of Collembola species detected in the whole study area as 100%, 72.5% of the species (37 species) occurred in the common alder stands. The number of species in the oak-ash stands (35 species) can be considered high, representing almost 70% of the species recorded in the whole area. Species richness of the poplar plantations was much lower. 23 species were found in the native poplar stands and 22 species in the non-native poplar plantations (43-45% of the total species observed). Similar proportions were observed for abundance. The highest average abundance (A) was found in the soils of the common alder stands. Compared to the poplar plantations, the Collembolan abundance per m² was 2.5 times higher in the soil of the alder forest.

Keywords: soil biological quality, QBS, Collembola, diversity, soil degradation

BEVEZETÉS

Hazánk kislalföldi területein egykor jellegzetes erdőtípus volt a ligetes, mocsaras égeres, amely mára a túlzott átalakítások hatására jórészt eltűnt, illetve az eltűnés veszélyezteteti (Balsay 1979; Takács 2011). Gyakorivá váltak a lecsapolások, az érintett területeket mezőgazdasági művelés alá vonták vagy gyakran olyan fafajú állományokat ültettek, amely gyorsan nő és alacsonyabb a vágásfordulója. Ez a tevékenység az 1930-as években indult fekete dióval, valamint nemes nyárral. Utóbbiak számára kiváló termőhelyet jelentett a Hanság a laza, szerves talajokkal (Balsay 1990). Az elmúlt évszázad átalakító munkálatai folyamán mára odáig jutottunk, hogy az egykoron 4000 hektáros egybefüggő elegyetlen éger-kultúra már a 100 hektárt sem haladja meg (Balsay 1979).

A természetszerű erdők átforgalmazása gazdasági erdőkké, illetve a mezőgazdasági területek rohamos térhódítása az erdővel borított tájak rovására már több száz éve meghatározza Európa, így Magyarország tájait. Korunk egyik fő problémáját, a biodiverzitás elszegényedését kutatva gyakran vitatott kérdés, hogy milyen hatással bír a tájhasznosítás intenzitása a talajfauna fajgazdagságra (Traser & Horváth-Szováti 2004).

Az idegenhonos fafajokból álló, ültetvényeszerű faállományok talajfaunája fajkészlet és diverzitás vonatkozásában általában szegényebb, mint az őshonos fafajok által alkotott állományoké (Lindenmayer et al. 2003; Wang et al. 2022). Ez a megállapítás legfőképpen a nemes nyár (*Populus x euramericana*), feketefenyő (*Pinus nigra*), erdeifenyő (*Pinus sylvestris*), valamint akác (*Robinia pseudoacacia*) monokultúrák esetében került igazolásra (Traser & Csóka 2001; Traser 2003; Winkler & Tóth 2012; Palkó et al. 2020), de ugyanezt el lehet mondani bármely egzóta ültetvényre Európa szerte (Klimitzek 1992), még úgy is, hogy viszonylag kevés célzott kutatás történt az idegenhonos fafajok hatásáról a talajlakó mezofaunára és az ugróvillás-közösségekre nézve. Portugáliában és Spanyolországban elsősorban a nagy területen előforduló eukaliptusz (*Eucalyptus* spp.) ültetvények veszélyeztetik a természetes élőhelyek biodiverzitását. Az eukaliptusz és a tűlevelű, nem őshonos ültetvényeket vizsgálva, azt a megállapítást tették, hogy a talajfauna, azon belül a Collembola közösségek diverzitását főként az állomány alatt felhalmozódó avarréteg eltérő kémhatása, s a kémhatás változása következtében módosult egyéb talajparaméterek csökkentik (Arbea & Jordana 1985; Gama et al. 1994, 1995; Sousa & Gama 1994; Pinto et al. 1997; Sousa et al. 1997). A talajkémhatás változása a talajparamétereket is módosítja. Hazai viszonylatban a fenyvesítés hatását Traser & Csóka (2001), valamint Winkler & Tóth (2012) vizsgálták. A telepített erdei- és feketefenyvesek

talajában az ugróvillás fajszám és abundancia jelentősen alulmaradt a természetszerű állományokkal szemben (Traser & Csóka 2001; Winkler & Tóth 2012).

A Hanságban viszonylag kevés olyan kutatás készült, ahol a talajauna diverzitását összehasonlították a környező telepített erdőkkel. Traser (2003) rövid közleményében hansági égererdők és a környező élőhelyek (rétek, nyárültetvények) ugróvillás-faunáját vizsgálta. Az ültetvények vonatkozásában fontos megállapítást tett arra, hogy az ugróvillás-diverzitás és az abundancia sem tud teljes mértékben regenerálódni a vágásérettségi korig. A telepített és a természetes erdők közti fontos különbségnek számít az is, hogy a folyamatosan gazdálkodás alatt álló területeken nem jelennek meg a jellemző erdei fajok, vagy csak nagyon kevés egyed- és fajszámában.

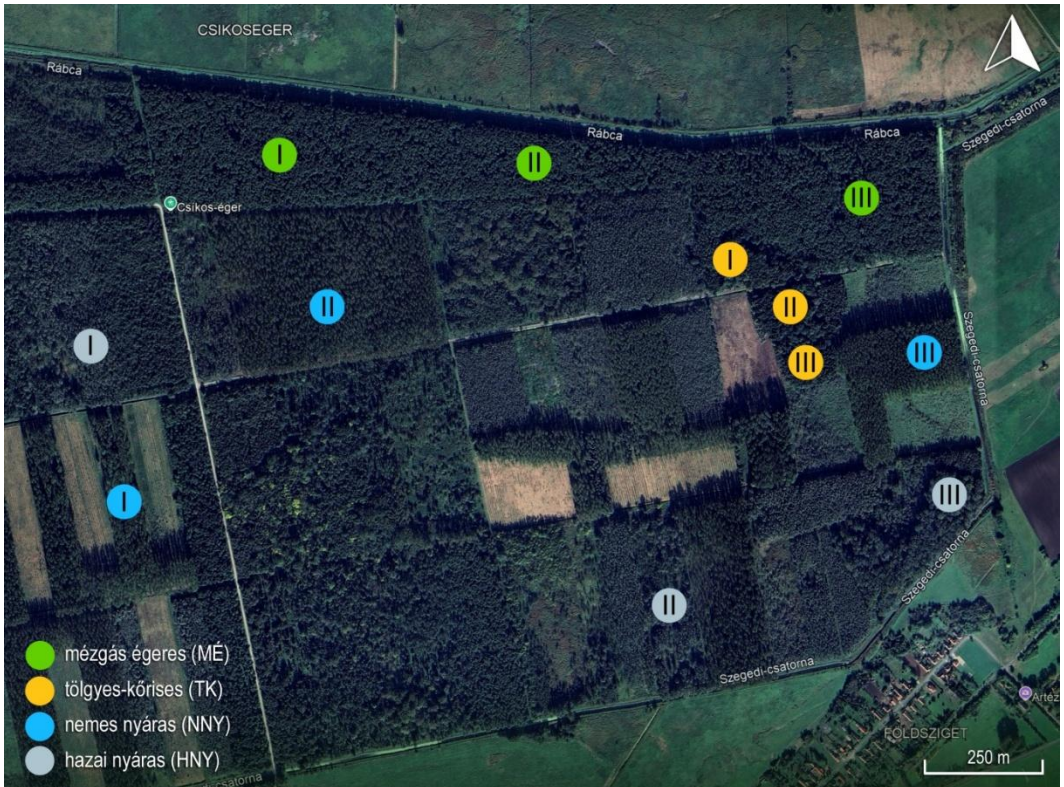
Az erdők átalakulása talajbiológiai vonatkozásban is érdekes kutatási lehetőségeket kínál. Munkánk fontosabb célkitűzései a következők voltak:

- talajfaunisztikai vizsgálatokat végezni a hansági reliktum jellegű mézgás éger állományban (Csíkos-éger),
- ezzel egyidejűleg vizsgálni a területen található egyéb állománytípusok (természetszerű tölgyes-kőrises, ültetett hazai és nemes nyár állományok) talajfaunáját,
- a mintákban található mikroartopóda taxonok alapján meghatározni az egyes állománytípusok talajbiológiai minőségét,
- az ugróvillások részletesebb, faj szintű beazonosítását követően összehasonlító elemzéseket végezni a Collembola közösségek ökológiai jellemzői alapján,
- vizsgálni az egyes Collembola fajok élőhelyválasztását és ökológiai igényeit a főbb talajparaméterek függvényében.

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

A vizsgálat célkitűzéseinek megfelelően a reliktum mézgás égeres (MÉ), valamint annak egykori kiterjedt területén található természetszerű tölgy-kőrises (TK) állományokban, emellett telepített nemes nyár (NNY) és hazai (szürke) nyár (HNY) főfafajú ültetvényekben jelöltük ki a mintaterületeket. A mintavételezést minden állománytípusban három ismétléssel végeztük különböző erdőrészekben. Így a négy erdőtípusban összesen 12 mintavételezési helyet (plot) jelöltünk ki (1. ábra).



1. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése a hansági vizsgálati területen (Forrás: Google Earth)

Figure 1: Location of the survey plots (green circles: relict alder forests; yellow circles: semi-natural oak-ash forests; blue circles: hybrid poplar plantations; grey circles: grey poplar plantations)

A terepi mintavételezés módszere

Minden mintaterületről öt, kb. egy liter térfogatú talajmintát gyűjtöttünk, amelyek talajparamétereit kiértékelésre kerültek. A mintavételek helyszínén egy speciális mintavevővel, melynek űrtartalma 100 cm³, bolygatatlan talajmintát vettünk, amely a talajlakó ízeltlábúak vizsgálatához szükséges. A felszínen lévő avart mintavételezés előtt óvatosan eltávolítottuk.

A négy állománytípusban a 3-3 mintavételei területen 5-5 mintát, így összesen 60 (4x3x5) mintát vettünk. A talaj nedvességtartalmát és a talajhőmérsékletet a helyszínen mértük Fieldscount TDR-350 készülékkel. A terepi mintavételt és méréseket 2024 májusában végeztük.



2. ábra: Vizsgált élőhelyek. a. mézgás égeres; b. tölgyes-kőrises állomány; c. nyár ültetvény (Fotó: Zagyva Z.)
Figure 2: Studied habitats. a. relict alder forest; b. semi-natural oak-ash forest; c. poplar plantation (Photo: Z. Zagyva)

Laboratóriumi vizsgálatok

Talajparaméterek meghatározása

A talajmintákat először légszárásra szárítás után felapróztuk, majd egy 2 mm átmérőjű szitával átszitáltuk. A talajok mechanikai összetételének vizsgálatát (MSZ-08-0205 1978) követően meghatároztuk a kálium-kloridos (pH_{KCl}) és a desztillált vizes ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) pH-t (MSZ 08 0206/2 1978), Tyurin módszerrel meghatározásra került a humusztartalom $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ és H_2SO_4 segítségével (MSZ 21470-52 1983), illetve Kjeldahl módszerrel a nitrogén tartalom (%) (MSZ-EN-16169 2013). Megállapításra került még a mésztartalom (CaCO_3) és az ammónium-laktát-oldható K és P tartalom (MSZ 20135 1999).

Mikroartropódák kinyerése és határozása

A talajlakó mezofauna kinyerése a mintákból Tullgren elven (Tullgren 1918) működő futtatóval történt, 10 napos várakozási idővel, normál körülmények között szobahőmérsékleten. A lefutott állatokat 96%-os alkohol tartalmú fiolákban tároltuk.

A lefutott mintákból BTC STM-9T sztereómikroszkóp segítségével vizsgáltuk a talajlakó izelt-lábúakat. A talajbiológiai minőség index számításához először a magasabb taxonok jelenlét-hiányát vizsgáltuk az adott mintákban. Ezt követően külön leválogattuk az ugróvillásokat. A család- és genuszintű elkülönítéséhez Jordana & Arbea (1989), valamint Bellinger et al. (1996–2025) munkáit vettük alapul, míg a fajszintű határozást a fontosabb kulcsok (Deharveng 1982; Fjellberg 1980, 1998; Babenko et al 1994; Zimdars & Dunger 1994; Weiner 1996; Jordana et al 1997; Pomorski 1998; Bretfeld 1999; Potapov 2001; Thibaud et al 2004; Jordana 2012) segítségével végeztük.

Az adatfeldolgozás és kiértékelés módszerei

A talaj biológiai minőségének értékelésére jól bevált és elterjedt módszer az ún. QBS index alkalmazása (Parisi 2001; Parisi et al. 2005; Gardi et al. 2008; Galli et al. 2014; Menta et al. 2017). Ez az értékelési módszer a talajmintában jelen lévő mikroartropóda-csoportok osztályozásán alapul. A talajkörnyezethez való alkalmazkodásuk szintje szerint minden egyes biológiai formát 1 és 20 közötti értékkel pontozunk (ökomorfológiai érték - EMI) Parisi et al. (2005) nyomán, Menta et al. (2017) legújabb módosításait is figyelembe véve. Egyes mikroartropóda csoportok egyetlen EMI-értékkel jellemezhetők, míg mások (pl. Collembola, Coleoptera) többféle értéket is kaphatnak a fajok talajhoz való különböző alkalmazkodási szintjétől függően. Abban az esetben, ha egy adott csoportban több, különböző EMI-pontszámmal rendelkező biológiai forma van jelen, a magasabb értéket választjuk a QBS index kiszámításához (Menta et al. 2018). Adott minta talajbiológiai minőség (QBS) indexe a kimutatott taxonok EMI-értékek összege (Parisi 2001; Parisi et al. 2005).

A közösségi-ökológiai elemzés során a fajszám, abundancia- és dominancia-viszonyok, fontosabb közösségi karakterisztikák – Shannon diverzitás (Shannon & Weaver 1949), kiegyenlítettség (Pielou 1966), közösségi dominancia index (Krebs 1978) – segítségével végeztük el a vizsgált állományok összehasonlító értékelését. A diverzitások összehasonlítását a Rényi-féle diverzitási profilok segítségével végeztük (Tóthmérész 1995). A talajkörnyezeti paraméterek és a Collembola fajok

összefüggéseinek további feltárására kanonikus korrespondencia analízist (CCA) végeztünk. Az ordináció alkalmazása során a talajkörnyezeti változókat az általuk lefedett variancia alapján válogattuk ki lépésenkénti kiválasztás alkalmazásával (ter Braak & Šmilauer 2002). Emellett a kis létszámban (<5) előforduló fajokat nem vontuk be az analízisbe, a bizonytalan kapcsolatok kiküszöbölése végett. Az elemzéseket a Past version 2.17b (Hammer et al 2001) statisztikai program segítségével végeztük el.

EREDMÉNYEK

Talajparaméterek

A feldolgozott minták talajfizikai és kémiai paramétereit az 1. táblázat tartalmazza. A minták a pH értékek alapján a gyengén savanyútól az erősen savanyú talajkémhatási kategóriákba esnek. Feltűnő a reliktum mézgás égeresből származó talajok erősen savanyú kémhatása, míg a tölgyes-kőrises természet szerű állomány, valamint a telepített nyárasok talaja a gyengén savanyú kategóriába esett. A szervesanyag-tartalom meglehetősen magasnak mondható a minták összességét tekintve. Különösen magas érték adódott viszont a mézgás égeres mintákban, ami a tözegecs láptalaj saját-sága. A szemcseeloszlásra jellemző az iszap és a finomhomok frakció magasabb aránya (kivételesen képez a tölgyes-kőrises állományok talaja, ahol egyenletesebbnek adódott az eloszlás). Az összes nitrogéntartalom a szervesanyag-tartalomhoz hasonlóan alakult, legmagasabb a mézgás égeresekben volt, ezt követte a tölgyes-kőrises állományok talaja, míg alacsonyabb nitrogéntartalommal volt jellemezhető a nyárültvények talaja. A nedvességtartalom – a tölgyes-kőrises állomány kivételével – magas (40% feletti) volt a mintákban.

1. táblázat: A vizsgált állományok talajparamétereinek átlagos értékei

MÉ – reliktum mézgás égeres, TK – természet szerű tölgyes-kőrises; NNY – nemesnyáras; HNY – hazai nyáras

Table 1: Soil parameters (mean \pm SE) in the studied forest types

MÉ – relict alder forests; TK – semi-natural oak-ash forests; NNY – hybrid poplar plantations; HNY – grey poplar plantations

Talajparaméter	MÉ	TK	NNY	HNY
pH (H ₂ O)	4,6 \pm 0,06	6,5 \pm 0,8	6,6 \pm 0,07	6,5 \pm 0,10
pH (KCl)	4,2 \pm 0,04	6,2 \pm 0,06	6,4 \pm 0,06	6,2 \pm 0,05
H%	42,3 \pm 3,72	30,5 \pm 2,94	11,8 \pm 1,28	17,0 \pm 1,73
A%	22 \pm 1,43	22 \pm 0,92	14 \pm 0,99	22 \pm 0,94
I%	24 \pm 1,14	22 \pm 0,73	40 \pm 2,51	32 \pm 1,71
Fh%	54 \pm 2,41	34 \pm 1,17	44 \pm 2,91	39 \pm 3,97
Dh%	0	22 \pm 1,02	2 \pm 0,03	7 \pm 0,09
N%	2,38 \pm 0,07	1,60 \pm 0,02	0,62 \pm 0,04	0,74 \pm 0,06
AL-P ₂ O ₅ (mg/kg)	153,8 \pm 12,3	440,7 \pm 22,9	309,2 \pm 34,29	781 \pm 59,6
AL-K ₂ O (mg/kg)	616,7 \pm 81,4	445,2 \pm 61,5	702,1 \pm 91,9	425,4 \pm 44,2
w%	41,5 \pm 3,49	25,8 \pm 3,15	44,4 \pm 3,18	42,9 \pm 2,31

Talajbiológiai minőség

A teljes vizsgálati területen előfordult mikroartropóda taxonokat és ökomorfológiai értéküket az 2. táblázat foglalja össze. Ugyanitt található a számított talajbiológiai minőség (QBS) index átlagértékei, valamint az élőhelyre kumulált értékek.

A kimutatott taxonok (valamint lárvaformák) száma a legmagasabb (18) a mézgás égeresben volt, ezt követte a tölgyes-kőrises 14 taxonnal, majd a nemesnyáras (13) és a hazai nyáras (12). Mind az átlag, mind a kumulált QBS index a mézgás égeresben volt a legnagyobb. Sorrendben a tölgyes-kőrises állomány következett, végül a nyár ültetvények. Utóbbiakat tekintve az átlagos QBS érték a nemesnyárasban volt magasabb, míg a magasabb kumulált index a hazai nyárasra volt jellemző. Egyes taxonok (Paurogota, Lepidoptera) csak a mézgás-égeresben, míg például az álskorpiók (Pseudoscorpionida) kizárólag a természetserű erdőkben fordultak elő, a nyárültetvényekben nem.

2. táblázat: A vizsgált élőhelyeken előfordult taxonok, ökomorfológiai értékeik és a kalkulált talajbiológiai minőség (QBS) index. MÉ – reliktum mézgás égeres, TK – természetserű tölgyes-kőrises; NNY – nemesnyáras; HNY – hazai nyáras

Table 2: Taxa of soil microarthropods, their ecomorphological values and the calculated soil biological quality (QBS) index in the study habitats. MÉ – relict alder forests; TK – semi-natural oak-ash forests; NNY – hybrid poplar plantations; HNY – grey poplar plantations

Taxon (ökomorfológiai érték)	MÉ	TK	NNY	HNY
ACARI (20)	20	20	20	20
ARANEAE (1-5)	5	0	0	5
CHILOPODA (10)	10	10	10	0
COLEOPTERA (1-20)	10	10	15	15
COLEOPTERA larvae (10)	10	10	10	10
COLLEMBOLA (1-20)	20	20	20	20
DIPLOPODA (10-20)	20	10	0	20
DIPLURA (20)	20	20	20	20
DIPTERA larvae (10)	10	10	10	10
HEMIPTERA (1-10)	0	0	10	0
HYMENOPTERA (1-5)	5	5	5	5
HYMENOPTERA larvae (10)	10	0	10	0
ISOPODA (10)	10	10	10	10
LEPIDOPTERA larvae (10)	10	0	0	0
PAUROPODA (20)	20	0	0	0
PSEUDOSCORPIONIDA (20)	20	20	0	0
PSOCOPTERA (1)	0	1	1	1
PROTURA (20)	20	20	0	0
SYMPHYLA (10)	10	10	0	10
THYSANOPTERA (1)	0	0	1	0
DIPTERA (1)	1	0	0	0
QBS index (átlag±SE)	88,6 ± 5,0	82,5 ± 4,4	75,5 ± 3,7	72,5 ± 3,5
QBS index (kumulált)	231	196	142	146

Ugróvillás faunisztikai eredmények

A kutatás során összesen 225 ugróvillás egyedet határoztunk meg. Összesen 51 fajt azonosítottunk be, amelyek élőhelyenkénti átlagos abundancia-értékeit a 3. táblázat tartalmazza. A kimutatott fajok összesen 15 családot képviselnek.

3. táblázat: Az előfordult *Collembola* fajok átlagos abundanciája (egyed/m²) a vizsgált erdőállományokban
 MÉ – reliktum mézgas égeres, TK – természetserű tölgyes-körises; NNY – nemesnyáras; HNY – hazai nyáras

Table 3: *Collembola* species spectrum and mean abundance (ind./m²) in the sampled forest types
 MÉ – relict alder forests; TK – semi-natural oak-ash forests; NNY – hybrid poplar plantations; HNY – grey poplar plantations

COLLEMBOLA	MÉ	TK	NNY	HNY
Hypogastruridae				
<i>Ceratophysella denticulata</i> (Bagnall, 1941)	146,6±87,4	0	0	0
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871)	26,7±26,7	0	0	0
<i>Willemia virae</i> Kaprus, 1997	386,7±70,7	26,7±26,7	33,3±24,0	80,0±30,6
<i>Ceratophysella denticulata</i> (Bagnall, 1941)	146,6±87,4	0	0	0
Neanuridae				
<i>Micranurida pygmaea</i> Börner, 1901	40,0±40,0	20,0±20,0	0	0
<i>Deutonura conjuncta</i> (Stach, 1926)	413,4±106,7	100,0±41,6	66,7±17,6	80,0±34,6
<i>Friesea truncata</i> Cassagnau, 1958	133,3±81,2	33,3±17,2	0	0
<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)	186,7±148,4	193,3±55,7	0	0
<i>Xenyllodes armatus</i> Axelson, 1903	173,4±96,2	0	0	0
Odontellidae				
<i>Superodontella lamellifera</i> (Axelson, 1903)	0	13,3±13,3	0	0
Onychiuridae				
<i>Micraptorura absoloni</i> (Börner, 1901)	120,0±40,0	0	0	0
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)	253,4±196,4	240,0±46,7	66,7±35,3	146,7±63,6
<i>Protaphorura bicampata</i> (Gisin, 1956)	80,0±23,0	0	13,3±13,3	0
Tullbergiidae				
<i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976	80,0±80,0	253,3±72,2	133,3±43,7	240,0±72,1
<i>Mesaphorura macrochaeta</i> Rusek, 1976	106,7±58,2	206,7±63,6	46,7±29,1	40,0±23,1
<i>Paratullbergia macdougalii</i> Bagnall, 1936	40,0±40,0	0	0	0
Entomobryidae				
<i>Entomobrya corticalis</i> (Nicolet, 1842)	333,4±70,7	253,3±127,7	0	0
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	0	53,3±26,4	20,0±20,0	26,7±26,7
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nicolet, 1842)	186,7±35,2	80,0±26,4	20,0±11,5	20,0±20,0
<i>Entomobrya quinquelineata</i> Börner, 1901	0	0	0	13,3±13,1
<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835)	93,4±35,2	146,7±62,4	26,7±13,3	20,0±20,0
<i>Heteromurus major</i> (Moniez, 1889)	0	6,7±6,7	0	0
<i>Lepidocyrtus arrabonicus</i> Traser, 2000	0	0	6,7±6,7	13,3±13,3
<i>Lepidocyrtus florum</i> Winkler & Mateos, 2018	120,0±69,2	0	0	0
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	0	80,0±80,0	0	0
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1793)	0	13,3±13,3	0	0
<i>Lepidocyrtus peisonis</i> Traser & Christian, 1992	160,0±83,2	0	73,3±40,6	93,3±43,7
<i>Orchesella flavescens</i> (Bourlet, 1839)	186,7±70,7	180,0±62,4	0	0
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	0	166,7±26,4	13,3±13,3	0
<i>Willowsia buski</i> (Lubbock, 1871)	26,7±26,7	40,0±26,4	13,3±13,3	6,7±6,7
<i>Willowsia nigromaculata</i> (Lubbock, 1873)	13,3±13,3	6,7±6,7	0	0



COLLEMBOLA	MÉ	TK	NNY	HNY
Isotomidae				
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson, 1903)	0	46,7±46,7	13,3±13,3	20,0±20,0
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	880,0±151,4	700,0±160,1	226,7±69,6	233,3±160,1
<i>Isotoma riparia</i> (Nicolet, 1842)	106,7±70,6	0	0	0
<i>Isotoma viridis</i> Bourlet, 1839	106,7±58,2	20,0±20,0	73,3±40,6	80,0±80,0
<i>Folsomia penicula</i> Bagnall, 1939	200,0±61,2	246,7±121,7	0	0
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871)	0	93,3±51,9	720,0±111,4	626,7±148,9
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	1013,4±224,4	946,7±149,4	1060,0±103,9	666,7±150,7
<i>Proisotoma minima</i> (Absolon, 1901)	0	140,0±72,2	0	0
Tomoceridae				
<i>Tomocerus minor</i> (Lubbock, 1862)	173,4±48,0	360,0±180,9	0	13,3
<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullberg, 1871)	0	13,3±13,3	0	0
<i>Pogonognathellus flavescens</i> (Tullberg, 1871)	240,0±100,6	100,0±55,7	33,3±17,6	46,7±37,1
Arrhopalitidae				
<i>Arrhopalites ulehlovae</i> Rusek, 1970	13,3±13,3	0	0	0
Sminthurididae				
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	853,4±93,4	820,0±174,3	213,3±54,6	213,3±35,3
Dicyrtomidae				
<i>Ptenothrix atra</i> (Linnaeus, 1758)	133,3±96,2	0	0	0
Bourletiellidae				
<i>Heterosminthurus bilineatus</i> (Bourlet, 1842)	13,3±13,3	0	0	0
Katiannidae				
<i>Sminthurinus bimaculatus</i> Axelson, 1902	0	0	13,3±13,3	0
Sminthuridae				
<i>Allacma fusca</i> (Linnaeus, 1758)	13,3±13,3	40,0±13,3	0	0
<i>Caprainea marginata</i> (Schött, 1893)	0	6,7±6,7	0	0
<i>Lipothrix italica</i> (Cassagnau, 1968)	280,0±92,4	40,0±40,0	60,0±41,6	46,7±29,1
Neelidae				
<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900	106,7±35,2	113,3±55,7	46,7±24,0	86,7±52,1
<i>Neelides minutus</i> (Folsom, 1901)	13,3±13,3	0	0	0

A Csikos-éger reliktum állományából gyűjtött és meghatározott minták magas fajgazdagságot mutatnak. Összesen 37 fajt sikerült kimutatnunk, amelyek 13 családot képviselnek. Az ugróvillások 35%-a az Isotomidae család fajai közül került ki. Ezek közül eudominánsnak tekinthetjük a *Parisotoma notabilis* fajt. Szintén ebbe a családba tartozik az égeresek szubdomináns faja, az *Isotomiella minor*. Az Entomobryidae családból (15,79%) összesen nyolc faj került elő a mézgás égeresből. Ezek közül érdemes megemlíteni a néhány éve innen leírt *Lepidocyrtus florum* fajt, valamint a Fertő nádasából leírt *L. peisonis*-t. A tipikusan üde élőhelyekhez kötődő *Entomobrya muscorum* ebből az élőhelytípusból került elő a legnagyobb egyedszámmal. További szubdomináns faj a Sminthurididae család egyetlen kimutatott képviselője, a parányi termetű *Sphaeridia pumilis*. Az akcesszórius fajok között találunk néhány érdekességet is, mint például a hazánkon kívül csak Olaszországból ismert *Lipothrix italica* fajt, valamint a tipikusan higrofil *Isotoma palustris*-t.

A tölgyes-kőrisben 11 család 35 faja került elő. Az égereshez hasonlóan itt is az Isotomidae (37,93%), majd az Entomobryidae család (17,76%) aránya volt a legnagyobb, de számottevő részarányal (14,14%) volt képviselt a Sminthurididae család is. A domináns fajok ebben az élőhelytípusban is a *Parisotoma notabilis*, *Sphaeridia pumilis* és az *Isotomiella minor* voltak. Az akcesszórius fajok

közül gyakori volt az *Entomobrya corticalis* és a *Tomocerus minor*. Ritka fajoknak bizonyultak a csak ebben az erdőtípusban előfordult *Superodontella lamellifera* és *Caprainea marginata*.

A nemesnyáras ültetvényekben 11 család összesen 23 fajt sikerült kimutatni. A legnagyobb részarányal itt is az Isotomidae családot találtuk, az ugróvillás egyedek közel háromnegyede tartozik ide ezen az élőhelyen. Az Entomobryidae a nemesnyárasban kissé háttérbe szorult, részaránya az elsősorban a mélyebb rétegekben élő, euedafikus fajokat magába foglaló Tullbergiidae családhoz, valamint az egyetlen fajjal (*Sphaeridia pumilis*) képviselt Sminthuridae családhoz hasonlóan 5% körül alakul. A domináns faj itt is a *Parisotoma notabilis* volt, valamint megjelent egy másik pionír jellegű faj, a *Folsomia quadrioculata* is. A *Sphaeridia pumilis* és az *Isotomiella minor* itt már csak, mint kísérő fajok vannak jelen, utóbbiakhoz társul az euedafikus *Mesapohorura critica* is.

A hazai nyáras ültetvényekben 10 család összesen 22 fajt sikerült kimutatni. Az Isotomidae család fajai itt is nagy részarányal képviseltek, az egyedek több mint fele ebbe a családba tartozik. Sorrendben a második a Tullbergiidae család, amelynek magasabb részaránya az euedafikus *Mesapohorura* fajok (*M. critica*, *M. macrochaeta*) nagyobb abundanciájának köszönhető.

Közösségi ökológiai eredmények

A vizsgált természetszerű (mégzás égeres, tölgyes-kőrises), valamint ültetvényszerű (nemes nyár, hazai nyár) állományok ugróvillás-közösségeinek fontosabb karakterisztikáit a 4. táblázat tartalmazza.

4. táblázat: A vizsgált állománytípusok ugróvillás-közösségeinek fontosabb karakterisztikái (átlag \pm SE)

MÉ – reliktum mégzás égeres, TK – természetszerű tölgyes-kőrises; NNY – nemesnyáras; HNY – hazai nyáras. *kumulált fajszám

Table 4: Mean values of collembola community characteristics in the sampled forest types (mean \pm SE)

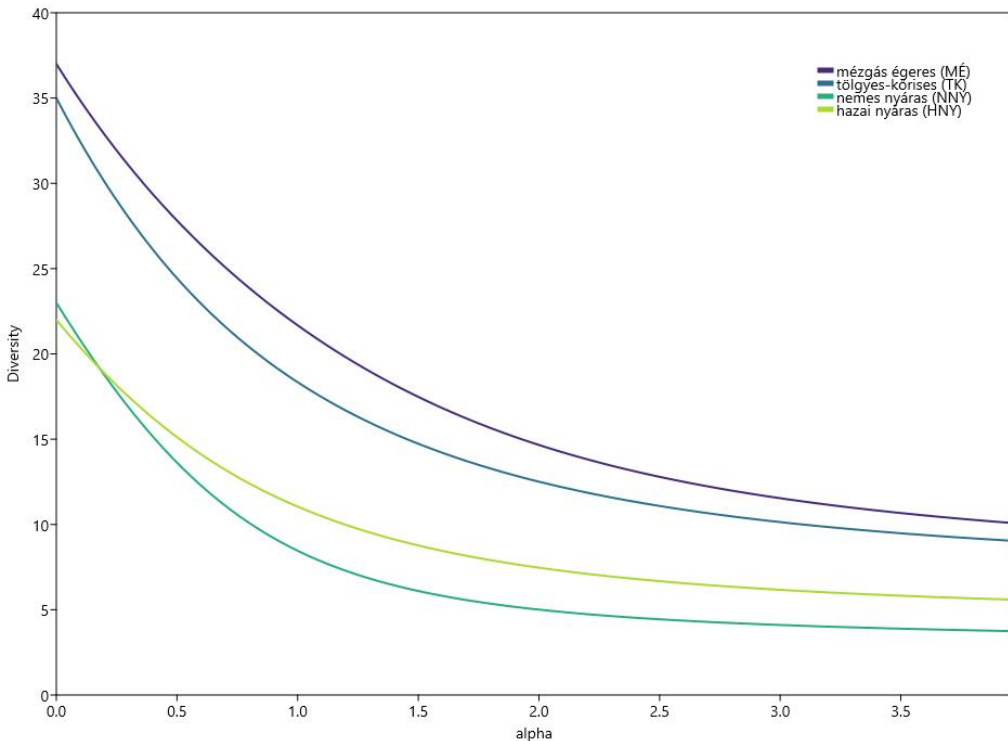
HTGY – steppe oak forests, NNY – hybrid poplar, FF – Black pine, A – Black locust; *cumulative species richness

	MÉ	TK	NNY	HNY
Fajszám (S)	27,7 \pm 1,20 (*37)	25,0 \pm 2,7 (*35)	15,0 \pm 0,6 (*23)	14,3 \pm 1,46 (*22)
Abundancia (A) (egyed/m ²)	7653 \pm 1257	5800 \pm 923	2993 \pm 585	2813 \pm 535
Shannon index (H')	2,897 \pm 0,049	2,742 \pm 0,040	2,005 \pm 0,083	2,135 \pm 0,234
Egyenletesség (J)	0,873 \pm 0,015	0,856 \pm 0,025	0,741 \pm 0,021	0,803 \pm 0,054
Közösségi dominancia index (KDI)	27,53 \pm 1,92	30,52 \pm 3,14	59,47 \pm 4,48	45,97 \pm 5,81

Az átlagos és az élőhelyet jellemző kumulatív fajszámot (S) tekintve egyaránt a reliktum mégzás égeres állomány bizonyult a legfajgazdagabbnak. Ha a teljes vizsgálati területen kimutatott ugróvillás-fajok számát (51) 100%-nak tekintjük, akkor a mégzás égeres állományokban a fajok 72,5%-a (37 faj) fordult elő. Magasnak tekinthető a tölgyes-kőrises állományok fajszáma (35 faj), ami a teljes területen kimutatott fajkészlet közel 70%-a. Fajokban jóval szegényebbnek bizonyultak az ültetvényszerű nyár állományok. A nemes nyárasokban 23, a hazai nyárasokban 22 faj került elő (a teljes fajkészlet 43–45%-a).

Az abundancia vonatkozásában hasonló arányok figyelhetők meg. A legnagyobb átlagos abundancia (A) szintén a mégzás égerek talajára volt jellemző. A nyár ültetvényekkel összehasonlítva 2,5-szeres volt az 1 m²-re vonatkoztatott egyedsűrűség a mégzás égerekben.

A Shannon-diverzitás (H') legnagyobb átlagos értéke a fajszámhoz hasonlóan a mézgás égeresben adódott a legmagasabbnak, ezt követte sorrendben a tölgyes kőrises, a hazai nyáras, és végül a nemesnyáras diverzitása. Részben ezt igazolják a Rényi-féle diverzitás profilok (3. ábra) is, amelyek a Shannon-diverzitáson kívül a fajszámot, a Simpson-diverzitást, valamint a Berger-Parker indexet is figyelembe veszik. Az ugróvillás-közösségek Rényi-féle diverzitási profiljait elemezve megmutatkozik, hogy a mézgás égereshez kötődik a legdiverzebb közösség, ennek az élőhelynek a profilja fut a legmagasabban. Ezt követi a rangsorban a tölgyes-kőrises erdő, végül a nemes nyár és hazai nyár ültetvények. Utóbbi kettő esetében azonban a diverzitási profilok metszik egymást, így ezek a közösségek diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók.

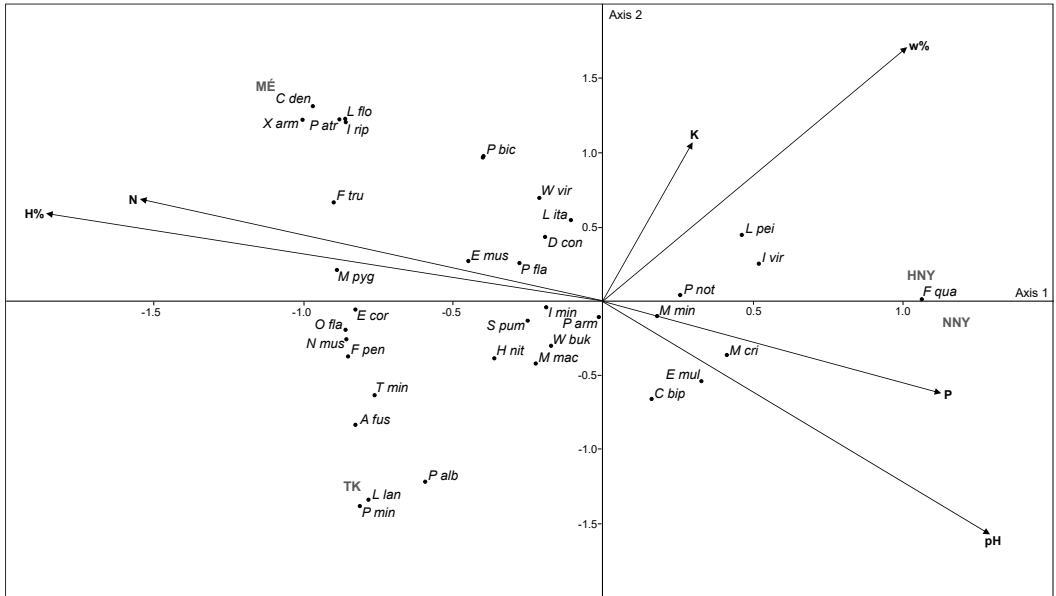


3. ábra: A vizsgált erdőállományok Collembola-közösségeinek diverzitási profiljai
 Figure 3: Diversity profiles of Collembolan communities in the sampled forest types

A talajparaméterek és a Collembola-közösségek összefüggései

A mért talajkörnyezeti paraméterek és a közösséget alkotó ugróvillás-fajok abundancia-értékei lehetővé tették komplex összefüggések feltárását is. Az ordinációs módszerként alkalmazott kanonikus korrespondencia analízis (CCA) eredményét a 4. ábra szemlélteti. A Monte Carlo permutációs teszt igazolta az első két tengely szignifikanciáját $p < 0,05$ szinten. A két tengely együttesen 90,26% magyarázza a varianciának: 59,84%-ot az első, további 30,42%-ot pedig a második tengellyel sikerült lefedni. Az első tengelyt leginkább a talaj szervesanyag-tartalma (H%), a N és a P tartalom

határozza meg, de nem elhanyagolható a pH és a nedvességtartalom (w%) hatása sem. Utóbbi két paraméter mellett, a második tengelyt a legerősebben a K tartalom határozza meg.



4. ábra: Az ugróvíllás fajok, erdőtypusok és a háttérváltozók elhelyezkedése a CCA ordináció első két tengelye mentén (a fajok a tudományos név 1+3 betűs kódjával vannak feltüntetve)

Figure 4: Ordination biplot of CCA with Collembola species, forest types and selected soil variables. Collembola species name abbreviations consist of the initial letter of the genus name followed by the first three letters of species

A szervesanyag-tartalom, valamint a vele azonos irányba futó N tartalom (jó közelítéssel az 1. tengely) mentén jól megfigyelhető az élőhelyek elkülönülése. A magas szervesanyag-tartalommal jellemezhető mézgás égeres az első tengely negatív oldalán található, a második tengelynek pedig a pozitív oldalán, ahol alacsonyabb pH és magasabb víztartalom jellemző. Itt található a kimondottan a mézgás égeresre jellemző karakterfajok, mint pl. a *Ceratophysella denticulata*, *Xenyllodes armatus*, *Isotoma riparia*, *Lepidocyrtus florae* és a *Ptenotrix atra*. A tölgyes-körises élőhely mind az első, mind a második tengelyt tekintve a negatív oldalon található, tehát még számottevő humusztartalommal, viszont alacsonyabb nedvességtartalommal jellemezhető. Ide orientálódnak emiatt a kissé xero-termofil fajok is, mint a *Pseudosinella alba*, *Proisotoma minuta*, *Lepidocyrtus lanuginosus* és a *Ptenotrix atra*. A pH tengely mentén negatív irányba eltolódva érdemes megemlíteni a kimondottan acidofil *Micranurida pygmaea* elhelyezkedését. A kissé nyiltabb, de nedves élőhelyekre jellemző fajok, mint az *Isotoma viridis* és a *Lepidocyrtus peisonis* mindkét tengely szempontjából a pozitív irányban helyeződnek, a kissé nyitott nyár ültetvényekben voltak jellemzőek. A vizsgálat leggyakoribb, minden élőhelyen domináns, euriök fajai, mint pl. a *Protaphorura armata*, *Isotomiella minor*, *Parisotoma notabilis* és a *Sphaeridia pumilis* centrális helyzetűek.

MEGVITATÁS

Általánosan elfogadott, hogy az ültetvényeszerű erdőgazdálkodás, ezen belül különösen az idegenhonos fafajú, elegendően monokultúrák talajfaunája alapvetően szegényebb, mint az őshonos fafajok alkotta állományoké (Lindenmayer et al. 2003; Wang et al. 2022). A hansági kutatásunkban is ezt a kérdéskört igyekeztünk jobban feltárni, kétféle megközelítésből. Az egyik ilyen megközelítés a talajbiológiai minőség vizsgálata (Parisi 2001) volt, amelynek alapja a különböző, a talajban való létehez eltérő fokon adaptálódott mikroartopóda taxonok jelenléte vagy hiánya. Bár mára a módszer széles körben elterjedté vált (Menta et al. 2018), ezidáig főként a mezőgazdasági művelés értékelésére (pl. Mazzoncini et al. 2010; Menta et al. 2017; Tóth et al. 2025), valamint különböző szennyezések (pl. Migliorini et al. 2004; Visioli et al. 2013; Santorufo et al. 2012; Winkler et al. 2018) hatásának kimutatására alkalmazták, és meglehetősen kevés az erdei talajokról szóló ilyen jellegű tanulmány (Blasi et al. 2013; Rybak 2010). A talajbiológiai minőség értéke a hansági mintákban széles intervallumban változott. A legmagasabb QBS-index érték (231) a reliktum jellegű mézgás égeresre volt jellemző, ezt követte a természeteszerű tölgyes-körises QBS-értéke (196), míg közel azonos, alacsony értéket számítottunk a nemes nyáras és a hazai nyáras ültetvények talajmintáiból kinyert mikroartropódák alapján (142, illetve 146). Utóbbiak értékei alapján kijelenthető, hogy az alkalmazott nyár fafaja (idegenhonos, illetve őshonos) nem volt hatással a talajbiológiai minőségre, kétségtelenül itt a gazdálkodási mód (ültetvényeszerű, monokultúras telepített állományok) volt inkább meghatározó és eredményezte az alacsonyabb talajbiológiai minőség index értékeket. Ugyanakkor a telepített nyárasok talajbiológiai minőségértékei sem mondhatók extrém alacsonynak. Mint arra egyes tanulmányok (Parisi et al. 2005; Wahsha et al. 2014) rávilágítottak, a talajbiológiai minőség 100–200 közötti értéke már stabil talajökoszisztémára utal. Mindazonáltal érdemes azt is jobban megvizsgálni, hogy melyek azok a mikroartropóda taxonok, amelyek hiányoztak az ültetvények talajából. Ezek közé tartoznak az álskorpiók (*Pseudoscorpionida*), amelyek jelenlétét kizárólag a természetes, illetve természeteszerű állományokból (mézgás égeres, tölgyes-körises) mutattuk ki. A villáscsápúak (*Paupoda*) kizárólag a mézgás égeres talajából kerültek elő. Ezeknek az élőlényeknek az abundanciája általában nagyon alacsony, gyakran kevesebb, mint 100 egyed/m² (Coleman et al. 1996; Jeffery et al. 2010). Ennek eredményeképpen gyakran képviselik a háborítatlan talajokat, és a talajminőség bioindikátorként működnek (Menta & Remelli 2020).

A talajlakó taxonok közül az ugróvillásokat faj szinten is meghatároztuk, ami kevésbé elnagyolt, pontosabb értékelést és összehasonlítást tesz lehetővé. A vizsgálatok során összesen 51 ugróvillás faj került elő, ez a hazánkban kimutatott fajok (Dányi & Traser 2008) több, mint 12%-a. Ha a Fertőtájból kimutatott fajok listájával (Traser 2002; Traser & Winkler 2012) tesszük meg az összevetést, még jobb az arány, mivel az eddig kimutatott fajoknak több mint felét sikerült megtalálni. Faunisztikai érdekesség a *Lepidocyrtus florae* faj, amely fajt néhány évvel ezelőtt írtak le a Csíkos-égerből (Mateos & Winkler 2018). Míg az eredeti leírásban azt olvashatjuk, hogy a faj az égerfák mohabevonatában él, most a talajmintákból került elő néhány egyede. Egy másik *Lepidocyrtus* fajt, a Fertő nádasából leírt *L. peisonis*-t (Traser & Christian 1992) szintén megtaláltuk, az égeresen kívül a telepített nyárasok talajában is.

Lindenmayer et al. (2003) megállapítása, miszerint adott területen az őshonos, természetes állományok talajfaunája nagyobb fajgazdagságot mutat, a hansági vizsgálati területen az ugróvillások vonatkozásában is megmutatkozott. Míg a teljes vizsgálati területen kimutatott ugróvillás-fajok számát 100%-nak tekintve a mézgás égeres állományokban a fajok 72,5%-a előfordult, ez a százalékos arány az ültetvényeszerű, telepített nyárasokban ez az arány 43-45% volt. Ezt a jelenséget Palkó et

al. (2020) kiskunsági homoktalajokon is megfigyelték, ahol reliktum homoki tölgyesek és a helyükön létesített idegenhonos faállományokban vizsgálták a talajlakó ugróvillásokat. Kimutatták, hogy a nemes nyár ültetvényekben egyes talajparaméterek értéke oly mértékben megváltozott, ami nem csak az ugróvillások abundancia-csökkenéséhez, hanem egyes sztenök fajok eltűnéséhez is vezetett. Meglehetősen kevés információ áll rendelkezésre a nemes nyárasok talajbiológiai vonatkozásairól. Gyorsan növő nemesített fajtáik köztudottan „kizsarolják” a talajt, ami megmutatkozott a talajparaméterek változásában a hansági mintaterületeken is. A legalacsonyabb szervesanyag-tartalom (ami erős összefüggést mutat az ugróvillások abundanciájával) is a nyár ültetvények talajára volt jellemző.

A talajdegradáció foka és a Collembola közösségek fajszáma, valamint abundanciája között Hágvar (1987) erős negatív korrelációt mutatott ki. Ugyanakkor fellelhető olyan példák is a szakirodalomban, amelyben bizonyos ugróvillás fajcsoportok ellenállnak a különböző degradációs folyamatoknak a talajparaméterek változása során (Bengtsson & Rundgren 1988). A talajlakó ugróvillások közösségek összetételében és dominancia-viszonyaiban változásokat indukálhatnak egyes tájidegen fajok a talajra hulló avar bomlásával is. Például a fenyőfélék gyantás túlevelének bomlása során savas vegyületek (pl. terpének, fenolos jellegű vegyületek) keletkeznek és szabadulnak fel, s emiatt a talajfauna lebontó tevékenysége is jóval kisebb hatékonyságú (Dunger & Voigtländer 2009).

A hansági vizsgálati területen a fafajcsere következtében jelentkező kedvezőtlen hatások mellett egyéb problémákkal is szembesülhetünk. A hansági láptalajok ugyanis a lecsapolások eredményeképpen jelentősen átalakultak (Heil et al. 2008). Az állandó vízborítás megszűnésével, a talajvíz csökkenésével a legtöbb ugróvillás számára életteret jelentő felszíni rétegek kiszáradhatnak. A szerves- és tápanyagokban gazdag kotus részeket a szél könnyen felkapja és messzire elhordja, így akár deflációs károk is felléphetnek (Stefanovits 1956; Bidló 2012). Különösen igaz ez a sorokban ültetett nyár ültetvényekre, amelyekben a szél erodáló hatása jobban érvényesülhet. A vizsgálati időszakban a Csíkos-éger állományok egy részén jellemző volt a vízborítás, viszont a korábbi évek során előfordultak extrém száraz időszakok. A lényegesen szárazabb talajviszonyú tölgyes-körises eltérő ugróvillás-fajkészlete is mutatja, hogy ezek a változások jelentős hatással lehetnek a talajlakó mezofaunára. Ezért a lápterületek kedvező ökológiai állapotának megóvása érdekében törekedni kell a korábban fennálló termőhelyi tényezők – különös tekintettel a hidrológiai viszonyok – biztosítására (Heil 2008).

Összességében elmondható, hogy az egykori mézgas égeres állományok lecserélése akár idegenhonos, akár őshonos fafajú ültetvényekkel mérhető változásokat hozott egyrészt a talajparaméterek, másrészt a talaj biológiai minősége vonatkozásában. A jelentősen alacsonyabb QBS index, valamint a Collembola közösségek ökológiai karakterisztikáiban jelentkező szignifikáns csökkenés kétséget kizáróan jelzi a talajdegradáció jelenlétét és mértékét.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Arbea J.I. & Jordana R. 1985: Efecto de una repoblación con coníferas en un robleal de Navarra sobre los colémbolos edáficos. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia Supl.* 1(2): 277–286.
- Babenko A.B., Chernova N.M., Potapov M.B. & Stebaeva M.B. 1994: Collembola of Russia and adjacent countries: Family Hypogastruridae. Nauka, Moscow.
- Balsay L. 1979: A "Kapuvári Égeresek" eltűnésének körülményeiről. *Az erdő* 28(10): 475–476.
- Balsay L. 1990: A Hanság nyárasításának története. *Erdészettörténeti Közlemények* 18: 99–100.
- Bellingier P.F., Christiansen K.A. & Janssens F. 1996–2025: Checklist of the Collembola of the World. Available from: www.collembola.org (accessed 04 November 2024)



- Bengtsson G. & Rundgren S. (1988) The Gusum case: a brass mill and the distribution of soil Collembola. *Canadian Journal of Zoology* 66: 1518–1526.
- Bidló A. 2012: Földtani, éghajlattani és talajtani viszonyok. In: Kárpáti L., Fally J. (eds.): Nationalpark Fertő-Hanság – Neusiedler See-Seewinkel Nemzeti Park: Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 41–48.
- Blasi S., Menta C., Balducci L., Conti F.D., Petrini E. & Piovesan G. 2013: Soil microarthropod communities from mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 1637–1655.
- Bretfeld G. 1999: Symphypleona. In: Dunger W. (ed.): Synopses on Palaearctic Collembola. Vol. 2. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 71(1): 1–318.
- Coleman D., Callahan M.A. & Crossley D.A. 1996: *Fundamentals of Soil Ecology*. London: Academic Press.
- Dányi L. & Traser Gy. 2008 An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica* 38: 3–82.
- Deharveng L. 1982: Cle de détermination des genres de Neanurinae (Collembola) d'Europe et la région Méditerranéenne, avec description de deux nouveaux genres. *Trav. Lab. Ecobiol. Arthr. Edaph.* 3: 7–13.
- Dunger W. & Voigtänder K. 2009: Soil fauna (Lumbricidae, Collembola, Diplopoda and Chilopoda) as indicators of soil ecosystem development in post-mining sites of eastern Germany – a review. *Soil Organisms* 81(1): 1–51.
- Fjellberg A. 1980: Identification keys to Norwegian Collembola. *Norsk Entomol. Forening*, 1–152.
- Fjellberg A. 1998: The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I.: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica* 35: 1–184.
- Galli L., Capurro M., Menta C. & Rellini I. 2014: Is the QBS-ar index a good tool to detect the soil quality in Mediterranean areas? A cork tree *Quercus suber* L. (Fagaceae) wood as a case of study. *Italian Journal of Zoology* 81(1): 126–135.
- Gama M.M., Vasconcelos T.M. & Sousa J.P. 1994: Collembola diversity in Portuguese autochthonous and allochthonous forests. *Acta Zoologica Fennica* 195: 44–46.
- Gardi C., Menta C. & Leoni A. 2008: Evaluation of environmental impact of agricultural management practices using soil microarthropods. *Fresenius Environmental Bulletin* 17: 1165–1169.
- Hågvar S. 1987: Why do collembolans and mites react to changes in soil acidity? *Entomologiske Meddelelser* 55(2–3): 115–119.
- Hammer Ř., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001: PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Heil B., Kovács G., Bidló A. & Illés G. 2008: A dél-hansági láprekonstrukciót megalapozó termőhelyi vizsgálatok. *Talajvédelem Különszám, Talajtani Vándorgyűlés, Nyíregyháza*, 81–89.
- Jeffery S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marmo L., Miko L., Ritz K. et al. 2010: *European Atlas of Soil Biodiversity*. Luxembourg: European Commission, Publications Office of the European Union.
- Jordana R. 2012: Capbryinae, Entomobryini. In: Dunger W. & Burkhardt U. (eds.): Synopses on Palaearctic Collembola. Vol. 7/1. *Soil Organisms* 84: 1–390.
- Jordana R., Arbea J.I. & Carlos Simón M.J.L. 1997: Collembola, Poduromorpha. *Fauna Iberica*, Vol. 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 1–807.
- Jordana R. & Arbea J.I. 1989: Clave de identificación de los géneros de Colémbolos de España (Insecta: Collembola). *Serie Zoológica* 19: 1–16.
- Klimetzek D. 1992: Schädlingsbelastung der Waldbäume in Mitteleuropa und Nordamerika. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 111: 61–69.
- Krebs C.J. 1978: *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 6th ed. Benjamin Cummings, San Francisco.
- Lindenmayer D.B., Hobbs R.J. & Salt D. 2003: Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry* 66(1): 62–66.
- Mateos E. & Winkler D. 2018: New data clarifying the taxonomy of European members of the *Lepidocyrtus pallidus-serbicus* group (Collembola, Entomobryidae). *Zootaxa* 4429: 548–568.
- Mazzoncini M., Canali S., Giovannetti M., Castagnoli M., Tittarelli F., Antichi D. et al. 2010: Comparison of organic and conventional stockless arable systems: a multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Applied Soil Ecology* 44: 124–132.
- Menta C., Bonati B., Staffilani F. & Conti F.D. 2017: Agriculture management and soil fauna monitoring: the case of emilia-Romagna region (Italy). *Agricultural Research & Technology* 4(5): 1–3.
- Menta C., Conti F.D., Pinto S. 2018: Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils – QBS-ar approach. *Applied Soil Ecology* 123: 740–743.
- Migliorini M., Pígoia G., Carusob T., Fanciullia P.P., Leonzio C. & Bernina F. 2004: Soil communities (Acari Oribatida; Hexapoda Collembola) in a clay pigeon shooting range. *Pedobiologia* 49: 1–13.
- MSZ 08-0206-2 1978: A talaj fizikai és vizgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

- MSZ 20135 1999: A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.
- MSZ 21470-52 1983: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása.
- MSZ-08-0205 1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.
- MSZ-EN-16169 2013: Iszap, kezelt biohulladék és talaj. A Kjeldahl-nitrogén meghatározása.
- Palkó Á., Ónodi G., Rédei T. & Winkler D. 2020: Talajfaunisztikai- és ökológiai vizsgálatok alföldi reliktum homoki tölgyesekben és a helyükön létesített idegenhonos faállományokban. Erdészettudományi Közlemények 10: 123–137.
- Parisi V. 2001: La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense" 37 (3/4): 105–114.
- Parisi V., Menta C., Gardi C., Jacomini C. & Mozzanica E. 2005: Microarthropod community as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. Agriculture, Ecosystems & Environment 105: 323–333.
- Pielou E.C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Theoretical Biology 13: 131–144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Pinto C., Sousa J.P., Graça M.A. & Da Gama M.M. 1997: Forest soil Collembola. Do tree introductions make a difference? Pedobiologia 41: 207–214.
- Pomorski R.J. 1998: Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae). Genus (Supplement), Polish Taxonomical Society, Wrocław, 1–201.
- Potapov M. 2001: Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 73(2): 1–603.
- Rényi A. 1961: On measure of entropy and information. In: Neyman, J. (ed.): Proceedings of the 4th Berkley Symposium on Mathematical Statistics and Probability. University of California Press, Berkley. 547–561.
- Rybak J. 2010: The assessment of biological diversity of spruce forest degradation area based on arthropod communities. Opera Concorctica 47: 239–245.
- Santorufo L., Van Gestel C.A.M., Rocco A. & Maisto G. 2012: Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. Environmental Pollution 161: 57–63.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949: The mathematical theory of communication. Urbana, Illinois, University Illinois Press.
- Sousa J.P. & Gama M.M. 1994: Rupture in a Collembola community structure from a *Quercus rotundifolia* Lam. forest due to reforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. European Journal of Soil Biology 30(2): 71–78.
- Sousa J.P., Vingada J.V., Barrocas, H. & da Gama, M.M. 1997: Effects of introduced exotic tree species on Collembola communities: the importance of management techniques. Pedobiologia 41: 166–174.
- Stefanovits P. 1956: Magyarország talajai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Takács G. 2011: Tájéktalalkítás és a felszínborítás változásai a Hanságban a XVIII-XX. században. Tájökológiai Lapok 9: 13–42.
- ter Braak C.J.F. & Šmilauer P. 2002: CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- Thibaud J.M., Shulz H.J. & Da Gama M.M. 2004: Synopses on Palaearctic Collembola: Hypogastruridae. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 75(2): 1–603.
- Tóth Zs., Vasileiadis V.P. & Dombos M. 2025: An arthropod-based assessment of biological soil quality in winter wheat fields across Hungary. Agriculture, Ecosystems & Environment 378: 109325.
- Tóthmérész B. 1995: Comparison of different methods for diversity ordering. Journal of Vegetation Science 6(2): 283–290
- Traser Gy. 2002: The Collembola of the Fertő-Hanság National Park. In: Mahunka S. (ed.): The fauna of the Fertő-Hanság National Park. Hungarian Natural History Museum, Budapest. 259–270.
- Traser Gy. 2003: Hansági nemesnyár és éger erdők ugróvillás (Insecta: Collembola) faunája. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványa. 153–157.
- Traser Gy. & Csóka Gy. 2001: A mezofauna – Insecta: Collembola – ásothalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. Erdészeti Kutatások 90: 231–240.
- Traser Gy. & Christian E. 1992: *Lepidocyrtus peisonis* sp. n., ein neues Springschwanz aus dem Neusiedlersee-Gebiet (Collembola: Entomobryidae). Folia Entomologica Hungarica 52: 119–122.
- Traser Gy. & Horváth-Szováti E. 2004: Táj-hasznosítás hatása a talajfaunára: ugróvillás (Parainsecta: Collembola) közösség diverzitása Csévharasztón. Alföldi Erdőkért Egyesület, Kecskemét, 51–62.
- Traser Gy. & Winkler D. 2012: Ugróvillások. In: Kárpáti L. & Fally J. (eds.): Nationalpark Fertő-Hanság – Neusiedler See-Seewinkel Nemzeti Park: Monografikus tanulmányok a Fertő és a Hanság vidékéről Szaktudás Kiadó Ház, Budapest. 143–148.
- Tullgren A. 1918: Ein sehr einfacher Ausleseapparat für terricole Tierformen. Zeitschrift für Angewandte Entomologie 4(1): 149–150.
- Visioli G., Menta C., Gardi C. & Conti F.D. 2013: Metal toxicity and biodiversity in serpentine soils: application of bioassay tests and microarthropod index. Chemosphere 90: 1267–1273.



- Wahsha M., Bini C. & Nadimi-Goki M. 2014: The impact of olive mill wastewater on the physicochemical and biological properties of soils in Northwest Jordan. *International Journal of Environmental Quality* 15: 25–31.
- Wang C., Zhang W., Li X. & Wu J. 2022: A global meta-analysis of the impacts of tree plantations on biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 31: 576–587.
- Weiner W.M. 1996: Generic revision of Onychiurinae (Collembola: Onychiuridae) with a cladistic analysis. *Annales de la Société Entomologique de France* 32(2): 163–200.
- Winkler D., Bidló A., Bolodár-Varga B., Erdő Á. & Horváth A. 2018: Long-Term Ecological Effects of the Red Mud Disaster in Hungary: Regeneration of Red Mud Flooded Areas in a Contaminated Industrial Region. *Science of the Total Environment* 644: 1292–1303.
- Winkler D. & 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. & Dunger W. 1994: Tullbergiinae. In: Dunger W. (ed.): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: I. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 68:3–4. 1–71.

Érkezett: 2025.05.13.

Közlésre elfogadva: 2025.10.05.

AZ ACTA SILVATICA & LIGNARIA HUNGARICA 21. KÖTETÉBEN (1–2. SZÁM) MEGJELENT TANULMÁNYOK CÍMEI ÉS KIVONATAI

Az Erdészettudományi Közlemények és az Acta Silvatica & Lignaria Hungaria (ASLH) kölcsönösen közlik a másik folyóirat legutóbbi kötetében megjelent tanulmányok címeit és kivonatait. Ehelyütt az ASLH 21. kötetének (1–2. szám) (2025) tartalmát mutatjuk be a megjelent írások címével és absztraktjával. A közlemények teljes terjedelmükben elérhetők és letölthetők a https://journal.uni-sopron.hu/index.php/aslh_honlaprol.

21. kötet 1. szám

9-23 oldal: **Magyarországi erdészeti szolgáltató vállalkozások gazdasági modellezése – SCHIBERNA Endre és HEGEDŰS Attila**

Ez a tanulmány a jogosult erdészeti szak személyzeti és az erdészeti kivitelezési szolgáltatások pénzügyi modellezésének elemzését mutatja be. Megállapítást nyert, hogy egy vállalkozásnak 1500-2500 hektáron kell jogosult erdészeti szak személyzeti szolgáltatást nyújtania, és 36 000-37000 EUR árbevételt kell elérnie ahhoz, hogy finanszírozni tudja egy fő teljes munkaidős foglalkoztatását, és 10%-os árbevétel arányos nyereséget érjen el. A mezőgazdasági traktorral végzett közelítésre épülő fakitermelési szolgáltatások esetén évente 4300-5500 m³ fát kell kitermelniük, és évi 120-130 ezer EUR bevételt kell termelniük, míg a forwarderes fakitermelés esetében 7 700-10 100 m³ kitermelt fára és 210-220 ezer EUR bevételre van szükség.

szakirányítás / kivitelező vállalkozások / szaktanácsadás / kisvállalkozás / vidékgazdaság

<https://doi.org/10.37045/aslh-2025-0001>

25-38 oldal: **A Soproni Egyetem Alkalmazott Fenntarthatósági Modellje – FÁBIÁN Attila, LAKATOS Ferenc, ELEKNÉ FORDOR Veronika, ÖRSI Árpás, NÁHLIK András és POLGÁR András**

A Soproni Egyetem a fenntarthatósági kritériumokon nyugvó, rendszerszemléletű megközelítést alkalmazva, legjobb gyakorlatai alapján létrehozta a Soproni Egyetem Fenntartható Egyetem Modelljét (SOE–FEM). Intézményi Fenntarthatósági Stratégiájában meghatározza vízióját, SMART céljait, amelyekhez Megvalósítási Programot rendel. Egyetemi intézkedéseken, munkacsomagokon (WP) keresztül a modell támogatja a Fenntartható Egyetem megvalósítását, működtetését és folyamatos fejlesztését. A SOE–FEM egy piramismodellben ölt testet, amellyel cél egy olyan egyetemi működési kultúra kialakítása, amely a fenntarthatóságot prioritásként kezeli, és más szektorokban, szélesebb társadalmi körben is tovább terjedhet. A Fenntarthatósági Stratégiára alapozottan a Soproni Egyetem meghirdette a védjegy oltalom alatt álló „Sound of Earth University of Sopron” Megvalósítási Programját (SOE–MP). Az intézkedéseket felvonultató implementációs program összhangban van az ENSZ Fenntartható Fejlődési Célokkal (SDG), és keretet ad az intézményi fenntarthatósági kultúra komplex

gyakorlatba ültetésének és folyamatos fejlesztésének. A SOE-MP lényeges eleme az „Egyetem, mint Élő Labor (Living Lab Concept)” megközelítés.

fenntarthatóság a gyakorlatban / piramismodell / fenntartható egyetem / megvalósítási program / Föld Hangja

<https://doi.org/10.37045/aslh-2025-0002>

39-48 oldal: **A véletlen eloszlású fák megváltozott térbeli eloszlását tesztelő próbák hatékonysága**
– TÓTH Zsolt és NOVOTNI Adrienn

A tanulmány öt statisztikai próba (CE, 3x3-as kvadrát, CDF, MAD és DCLF) érzékenységét vizsgálja eredetileg véletlenszerű fák eloszlásából származó anomáliák kimutatására erdőterületeken. Az eltűnő fák anomáliáit szimulálva a próbák hatékonysága különböző faeloszlási sűrűségek és anomália-mértékek mellett került elemzésre. Az eredmények szerint a kvadrátpróba és a Monte Carlo-alapú tesztek (MAD és DCLF) hatékonyabbak a véletlenszerűségtől való eltérések kimutatására, mint a CE és CDF tesztek, különösen sűrűbb erdőkben és magasabb faeltűnési aránynál. A megállapítások hangsúlyozzák a megfelelő statisztikai módszerek kiválasztásának fontosságát az ökológiai kutatásokban.

erdei szimuláció / térbeli véletlenszerűség / faeloszlás / anomália azonosítása / erdőelemzés

<https://doi.org/10.37045/aslh-2025-0003>

21. kötet 2. szám

51-63 oldal: **Az *Ulmus L.* nemzetség fajainak szezonális fejlődése Ukrajna jobb parti erdőössztyeppjében és a hajtásnövekedés jellemzői a vegetációs időszakban** – MASLOVATA Svitlana, ADAMENKO Svitlana, BAYURA Olexander és VITENKO Volodymyr

Az erdészetben és a kertészetben széles körben használt négy *Ulmus L.* nemzetségfaj fenológiai fázisainak jellemzőit vizsgálták. A fenológiai megfigyeléseket 2022-2024 folyamán az Umani Nemzeti Kertészeti Egyetem Bilohrudivskij erdőben található oktatási és termelési részlegén végezték az általánosan elfogadott módszerek szerint, és megállapították, hogy az *Ulmus* nemzetség fajaiban a szezonális fejlődési fázisok időzítése megfelel a fenológiai évszakoknak, amelyeket a természeti és éghajlati paraméterek alapján határoznak meg. A hajtásnövekedés dinamikájának mutatóit egycsúcsú görbe jellemzi, amelynek csúcspontja a május első dekádjától július második dekádjáig tartó időszakban van, amikor a legintenzívebb növekedésük következik be. Július végén az *Ulmus* hajtáshossza eléri a vegetációs időszak alatti teljes hosszának 77-83%-át. Ez azt jelenti, hogy a vizsgált fajok a hőmérséklet-ingadozások ellenére teljes mértékben alkalmazkodtak a kutatási régió körülményeihez, és aktívan be lehet őket vezetni a kultúrába. Augusztusban a hajtások 17-21%-kal nőnek.

fenológiai megfigyelések / hőmérséklet-változások / dinamika

<https://doi.org/10.37045/aslh-2025-0004>

65-77 oldal: **Johor és Szombathely szélviszonyainak összehasonlító elemzése: fafaragásos szellőzőablak táblák értékelése** – NOOR Roziana, B. ABDUL Rahim és KOVÁCS Zsolt

Jelen tanulmány a fafaragásos szellőzőablak táblák természetes szellőzés fokozásában betöltött szerepét vizsgálja szélsőséges klimatikus körülmények mellett két különböző helyszínen: Johor, Malajzia és Szombathely, Magyarország. Azt vizsgáljuk, hogy mennyire járulhatnak hozzá az ilyen táblák a légáramok dinamikájához és a hőmérséklet szabályozásához az épületen belül. A kutatás során a Numerikus Folyadék Dinamika módszerét használtuk a légáram és hőmérsékleteloszlás modellezésére a legrosszabb esetnek megfelelő magas környező hőmérsékleti és szélsébségi viszonyok azonos kialakítású épületekre való alkalmazásával. Megállapítottuk, hogy míg Johor esetében a jellemző mérsékelt szélsébség stabil, de kevésbé dinamikus légáramokat eredményez, Szombathely előnyt élvez a hatékonyabb szellőzést és hűtő hatást eredményező erősebb széljárásból. Az elemzés eredményei arra utalnak, hogy a fafaragásos táblák javíthatják a belső légáramokat és a hőkomfortot, de hatékonyságuk a magasabb szélsébségű helyszíneken érvényesül. A tanulmány fő következtetése, hogy míg a szellőzőablak táblák nyújtotta természetes szellőzés értékelendő, szükséges lehet fűtő-szellőző és légkondicionáló (HVAC) rendszerrel való integrálása az optimális komfortérzet fenntartására extrém körülmények között is.

fafaragásos táblák / természetes szellőzés / CFD szimulációk / légáram dinamikája / hőkomfort
<https://doi.org/10.37045/aslh-2025-0005>

79-93 oldal: **A tűzifát használók környezeti attitűdje Magyarországon: A tudás és az érzelmek ellentmondásai** – HILLEBRAND Rudolf, KOVÁCS Zoltán és SCHIBERNA Endre

A jelen tanulmány a tűzifa termelésével és felhasználásával kapcsolatos attitűdöket vizsgálja. Telefonos felmérést végeztünk, strukturált kérdőív segítségével, amelyből 603 felhasználható válasz érkezett. Az elemzés kimutatta, hogy a tűzifát használók két alapvető környezetvédelmi koncepciót támogatnak: azt, hogy a tűzifa egészséges fákról való kitermelése elfogadható, és azt, hogy a tűzifa elvileg szén-dioxid-semleges. A válaszadók jelentős része azonban aggodalmát fejezte ki amiatt is, hogy a tűzifa felhasználása potenciálisan hozzájárulhat az erdők degradációjához és fokozhatja az éghajlatváltozást. Ezen attitűdök további feltárása érdekében a válaszadókat három különböző csoportba soroltuk. A statisztikai elemzés jelentős különbségeket tárt fel e csoportok között az iskolai végzettség és az életszínvonal tekintetében. Az összetett környezeti kérdésekkel kapcsolatos attitűdöket túlnyomórészt az általános környezeti aggodalmakat tükröző érzelmek befolyásolják, ami a lakosság korlátozott tudásbázisának köszönhető, ami akadályozza őket a tényszerű értékelésben.

szolgáltatások fenntarthatósága / körforgásos gazdaság / karbonsemleges / szenciklus / éghajlatváltozás / fa tüzelőanyag / fatüzelés
<https://doi.org/10.37045/aslh-2025-0006>

TARTALOMJEGYZÉK

(folytatás a hátsó borítóról)

15. évfolyam 1-2. szám

- 97 *Papp Viktor*
Igmándy Zoltán öröksége – Magyarország taplógombáinak jegyzéke (2025)
- 113 *Cseke Klára, Borovics Attila, Jagodics Anikó, Lados Botond Boldizsár, Nagy László, Benke Attila és Kollár Tamás*
A gyérítések lehetséges hatása bükk állományok genetikai szerkezetére – három hosszúlejárátú, erdőnevelési sor genetikai és fatermési szempontú értékelése
- 135 *Dobó Márton, Cseke Klára, Lakatos Ferenc és Lados Botond Boldizsár*
Összehasonlító populációgenetikai vizsgálatok a Pilis hegység kocsánytalan és molyhos tölgy állományaiban
- 151 *Hegedüs Ivett és Bartha Dénes*
A szürke tölgy (*Quercus robur* L. subsp. *pedunculiflora* (K. Koch) Menitsky) és a kocsányos tölgy (*Quercus robur* L. subsp. *robur*) terméshélyegeinek összehasonlító morfológiai vizsgálata
- 165 *Horváth Bálint, Nagy-Khella Melinda, Barina Zoltán és Dobrosi Dénes*
A faállomány-szerkezet hatása a denevérfaunára a Somhegy Erdőrezervátum magterületén
- 177 *Zagyva Zalán Rókus és Winkler Dániel*
Összehasonlító talajbiológiai vizsgálatok a hansági reliktum Csikos-éger erdőben és a környező faállományokban
- 195 **Az Acta Silvatica & Lignaria Hungarica 21. évfolyamában (1–2. szám) megjelent tanulmányok címei és kivonatai**

A kéziratok formai követelményeire vonatkozó részletes útmutató a <https://journal.uni-sopron.hu/index.php/erdtudkoz> honlapról letölthető.

A kéziratokat kizárólag elektronikus formában a szekesztoseg@erdtudkoz.hu e-mail címre kérjük.

TARTALOMJEGYZÉK

15. évfolyam 1-2. szám

- 5 *Borovics Attila, Mertl Tamás, Király Éva és Kottek Péter*
A hazai erdőállomány fahasználati lehetőségeinek előrejelzése és a túltartott faállományok vizsgálata
- 33 *Király Éva, Kis Kovács Gábor, Böröcsök Zoltán, Kocsis Zoltán, Kottek Péter, Németh Gábor, Polgár András és Borovics Attila*
A háztartásokban elégetett fa-alapú hulladék mennyiségének és fűtőértékének becslése az FICM HWP modell output adatai alapján
- 43 *Hofmann Tamás, Albert Levente és Visiné Rajczy Eszter*
A bükk (*Fagus sylvatica* L.) álgeszt színanyagainak képződési és szerkezetvizsgálata
- 55 *Ábri Tamás, Szabó Loránd és Szabó Gergely*
Akácklónok drónos távérzékeléses módszerrel történő vizsgálatának előzetes eredményei
- 69 *Keserű Zsolt, Ábri Tamás, Horváth Sándor, Sóvágó Emese és Koltay András*
Ígéretes fehér (*Leuce-*) nyár klónok termesztési technológiai vizsgálata kísérleti ültetvényekben, eltérő termőhelyi viszonyok mellett
- 83 *Molnár Tamás*
Felhőalapú szűkár monitoring Norvégiában

A tartalomjegyzék folytatása a hátsó borító belső oldalán található.

English table of contents can be found on page 4.

<https://journal.uni-sopron.hu/index.php/erdtudkoz>