

AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS PERSPEKTÍVÁI VÉDETT ÁRTÉRI ERDŐKBEN



AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS PERSPEKTÍVÁI VÉDETT ÁRTÉRI ERDŐKBEN

Studia Forestalia Slovenica, 175

ISSN 0353-6025

ISBN 978-961-6993-74-6

Kiadó: Slovenian Forestry Institute, *Silva Slovenica* kiadó, Ljubljana 2021

Cím: Az erdőgazdálkodás perspektívái védett ártéri erdőkben

Szerkesztők: Markus Sallmannshofer, Silvio Schüller, Marjana Westergren

Technikai szerkesztők: Silvija Krajter Ostoić, Peter Železnik

Nyelvi szerkesztő: Ad Litteram, Croatia

Tervezés és kivitelezés: Klinger d.o.o.

Első kiadás

Ár: ingyenes

Példányszám: 50

Elektronikus verzió: <http://dx.doi.org/10.20315/SFS.175>

Támogató: Resilient riparian forests as ecological corridors in the Mura-Drava-Danube Biosphere Reserve (DTP2-044-2.3 – REFOCuS). A projektet az Európai Unió alapjai (ERDF, IPA) finanszírozták.

A szerzők köszönetüket fejezik ki a "Celebrating Biodiversity Governance" (BIOGOV PGI04824) részére a kézikönyv elkészítése során alkalmazott részvételi folyamat kidolgozásáért.

A könyvben megjelenő tartalom és vélemény a szerzők kizárólagos álláspontját tükrözik, nem az Európai Bizottság Interreg Danube Transnational Programját.



Az erdőgazdálkodás perspektívái védett ártéri erdőkben a Creative Commons Attribution 4.0 International License feltételei mellett érhető el és terjeszthető.

CIP - Kataložni zapis o publikaciji

Narodna in univerzitetna knjižnica, Ljubljana

630*26(035)

Az ERDŐGAZDÁLKODÁS perspektívái védett ártéri erdőkben / [szerkesztők Marcus Sallmannshofer, Silvio Schüller, Marjana Westergren]. - 1. kiad. - Ljubljana : Slovenian Forestry Institute, Silva Slovenica, 2021. - (Studia Forestalia Slovenica, ISSN 0353-6025 ; 175)

ISBN 978-961-6993-74-6

COBISS.SI-ID 84730883

SZERZŐK

Kerstin Böck⁹

Gregor Božič²

Thomas L. Cech¹

Debojyoti Chakraborty¹

Csóka György⁷

Maarten de Groot²

Demeter László⁸

Andreas Fera⁴

Thomas Geburek¹

Gernot Hoch¹

Thomas Kirisits⁴

Alen Kiš⁶

Koltay András⁷

Heino Konrad¹

Marko Kováč²

Kovács Gyula⁷

Silvija Krajter Ostoić³

Katharina Lapin¹

Aleksander Marinšek²

Nagy László⁷

Janine Oettel¹

Nikica Ogris²

Predrag Pap⁵

Werner Ruhm¹

Markus Sallmannshofer¹

Hannes Schönauer¹

Silvio Schüller¹

Katharina Schwanda¹

Srdjan Stojnić⁵

Tenorio-Baigorria Imola⁷

Gregor M. Unger¹

Viktoria Valenta¹

Marjana Westergren²

Mirjana Zavodja⁵

Milica Zlatković⁵

¹ Austrian Research Centre for Forests BFW, Ausztria

² Slovenian Forestry Institute, Szlovénia

³ Croatian Forest Research Institute, Horvátország

⁴ Institute of Forest Entomology, Forest Pathology and Forest Protection, Department of Forest- and Soil Sciences, University of Natural Resources and Life Sciences, Ausztria

⁵ Institute of Lowland Forestry and Environment, University of Novi Sad, Szerbia

⁶ Institute for Nature Conservation of Vojvodina Province, Szerbia

⁷ Soproni Egyetem, Erdészeti Tudományos Intézet, Magyarország

⁸ MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Magyarország

⁹ WWF Austria, Ausztria

KÖZREMŰKÖDŐ SZAKÉRTŐK

Gyergyák Lajos¹

Puskás Zoltán²

Herbert Tiefenbacher³

¹ Zalaerdő, Magyarország

² SEFAG, Magyarország

³ Forest Estate Grafenegg, Ausztria

Ábrák: Markus Sallmannshofer, kivéve:

Gregor Božič (3.1.1-1, 3.1.1-3 a, b, 3.1.3-2, borító 3.3.2)

Thomas Cech (3.3.1-3, 3.3.3-2, 3.3.3-3, 3.3.6-1, 3.3.6-2)

Jim Connel (3.3.3-1)

Csóka György (3.3.1-1)

Demeter László (3.2.5-2)

Andreja Ferreira (2.2-1)

Zoran Galić, (1.3-1)

Gernot Hoch (3.3.1-1)

Dušan Jurc (3.3.2-3)

Koltay András(3.3.2-1, 3.3.2-5, 3.3.2-7)

Aleksander Marinšek (3.1.1-2, 3.1.1-3 c)

Predrag Pap (3.3.2-4)

Janine Oettel (3.2.7-1, 3.2.7-2)

Leopold Poljaković-Pajnik (borító 2.5, 3.3.1-2)

Werner Ruhm (3.2.2-3, 3.2.6-2)

Gerald Schnabel (2.3-1, 2.3-2, 3.1.5-1, 3.1.5-2, 3.2.2.-4)

Katharina Schwanda (3.2.5-7, 3.3.4-1, 3.3.4-2)

Thomas Thalmayr (3.3.5-1)

Gregor M. Unger (3.3.5-2, 3.3.5-3)

Viktoria Valenta (a 4. fejezet grafikái)

Mirjana Zavodja (1.3-2)

Milica Zlatković (3.3.2-2, 3.3.2-6, 3.3.2-7)

TARTALOM

1. BEVEZETÉS.	7
1.1 A kézikönyv célja, célcsoportjai.	7
1.2 A REFOCuS projektről és a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumról	8
1.3 Esettanulmány: A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban folyó erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés az egyes érdekcsoportok véleményének fényében.	10
2. ÁRTÉRI ERDŐK.	17
2.1 Az ártéri erdők jelentősége és az azokat veszélyeztető tényezők	17
2.3 Az ártéri táj szerkezete és ökológiája.	26
2.4 Fás élőhelytípusok.	31
2.5 Erdőgazdálkodási formák az ártéri erdőkben	36
3. JAVASLATOK AZ ÁRTÉRI ERDŐK KEZELÉSÉHEZ, FENNTARTÁSÁHOZ.	39
3.1 Genetikai erőforrások, erdőfelújítás	39
3.1.1 Természetes vagy mesterséges felújítás?	39
3.1.2 A megfelelő szaporítóanyag kiválasztásának szerepe az alkalmazkodóképesség fenntartásában	49
3.1.3 Génmegőrzés	55
3.1.4 Kocsányos tölgyesek természetes felújítása	60
3.1.5 Mesterséges felújítás, állománykiegészítés kocsányos tölgyesekben.	66
3.2 Erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés.	71
3.2.1 Biodiverzitás és természetvédelmi célok	71
3.2.2 A minőségi fatermesztés optimalizálása keménylombos állományokban	80
3.2.3 Az éghajlatváltozás kihívásai	86
3.2.4 Hogyan kezeljük a vadállományt és védjük meg az erdőket a vadkártól?	90
3.2.5 Idegenhonos növények kezelése	97
3.2.6 A biológiai sokféleség fenntartása, mint szempont integrálása a nyárgazdálkodásba	106
3.2.7 A holtfa szerepe az erdőben	111

3.3 Erdővédelem	116
3.3.1 Erdészeti kártevők és kórokozók a változó világban: a korai felismerés fontossága.	116
3.3.2 A nyárok és hibridjeik betegségei, javaslatok a védekezésre	126
3.3.3 Tölgypusztulás – példa egy több tényező összehatásaként kialakuló, komplex leromlási folyamatra	134
3.3.4 A kőrispusztulás, mint az ártéri erdők biológiai sokféleségét veszélyeztető tényező	139
3.3.5 Kőris a bajban: kiemelt megőrzési és nemesítési program Ausztriában a kőrisek megmentéséért	146
3.3.6 A Phytophthora ártéri erdőkben való terjedése elleni intézkedések.	152
4. FÜGGELÉK.	157
4.1 Fafajok előfordulása és szaporítóanyag-mozgatás . .	157
4.1.1 A fajok előfordulási valószínűségének változása az éghajlatváltozás során	157
4.1.2 Szaporítóanyag-zónák és azok előrejelzett térbeli változása.	157
4.2 Fontosabb ártéri fafajaink	159
4.2.1 Óshonos fafajok	159
4.2.2 Idegenhonos alternatívák	169
4.3 Szakkifejezések.	173
4.4 Hivatkozások fejezeteként	175

1. BEVEZETÉS

Markus Sallmannshofer, Silvio Schüller, Marjana Westergren

1.1 A kézikönyv célja, célcsoportjai

Az ártéri erdők a legveszélyeztetettebb szárazföldi ökoszisztémák közé tartoznak. Az általuk hordozott biológiai sokféleség kiemelkedő, egyedülálló növény- és állatközösségek jelentenek élőhelyet. Ezen túl is számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, beleértve a fa és más erdei termékeket, rekreációs lehetőségeket, víz- és talajvédelmet, a szénmegkötést. A nagy folyók mentén húzódó ártéri erdők egyben értékes ökológiai folyosók. Ezen erdők tartamos kezeléséhez, fenntartásához számos ökológiai, gazdasági, társadalmi érdek fűződik, ezért a gazdálkodási és természetmegőrzési szempontok összehangolása szükséges.

A kézikönyv célja, hogy a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum védett erdeit kezelő erdőgazdálkodók, természetvédelmi szakemberek számára útmutatót nyújtson az ártéri erdők kezeléséhez. A kézikönyv kiter az ártéri erdők, élőhelyek, az ott élő, főbb fafajok bemutatására, az erdőfelújítással, erdővédelemmel, szaporítóanyag-gazdálkodással és a génmegőréssel kapcsolatos jó gyakorlatokra. Az erdészeti és a természetvédelmi szektor szakemberei mellett hasznos információt nyújthat szaporítóanyag-termelők, ágazati döntéshozók, valamint a szakoktatás számára is.

A REFOCuS projekt résztvevői 2018-ban kezdtek neki a kézikönyv elkészítésének. Első lépésként egy szlovéniai értekezleten 37 osztrák, horvát, magyar, szerb és szlovén erdőgazdálkodó, erdőtulajdonos, természetvédelmi kezelő, vadgazdálkodó, szakpolitikai és erdőpedagógus szakember közreműködésével elkészült az ártéri erdők aktuális helyzetével, problémáival és perspektíváival kapcsolatos témák listája, amely a kézikönyv összeállítása során a továbbiakban sorvezetőként szolgált. A projekt tevékenységei során elért eredményeket, megoldásokat, javaslatokat összegezve, 2020-ra összeállt a könyv vázlata, amely az érintett csoportok képviselőivel ismét megvitatásra került. A kézikönyv egyes fejezeteit a projektpartnerek és az érdekelt felek közösen véglegesítették.

Bízunk abban, hogy a folyamat eredményeként elkészült, hat nyelven (angolul, horvátul, magyarul, németül, szerbül és szlovénul) elérhető, az ártéri erdőkben folyó erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés perspektíváit összegző kézikönyv, aminek tartalmát ugyan a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumra dolgoztuk ki, az ártéri erdők szélesebb körére nyújt hasznos információt.

1.2 A REFOCuS projektről és a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumról

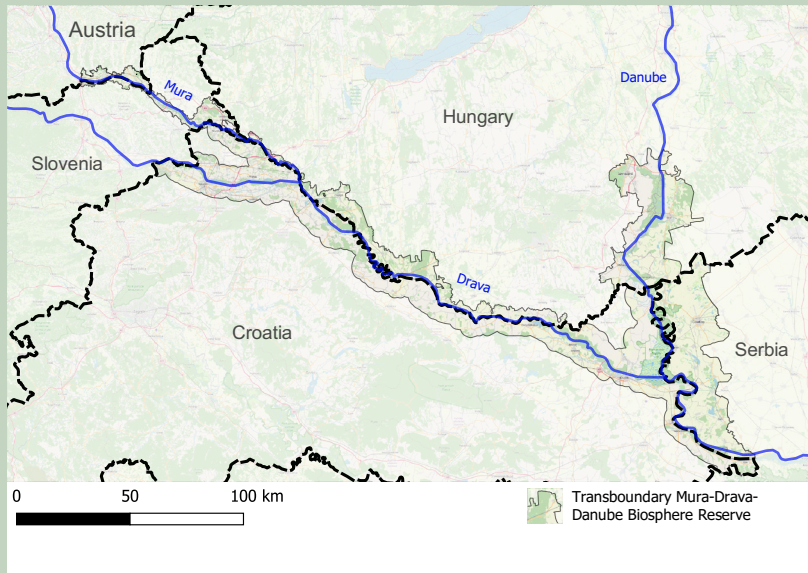
„Az ártéri erdők állékonyságának fejlesztése a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum területén – REFOCuS” projekt az Interreg Danube Transnational Programme „Environment and culture responsible Danube region” célterületének része. A projekt olyan tevékenységeket valósít meg, amelyek elősegítik az ártéri erdők megőrzését és kezelését a bioszféra rezervátumban és annak határain túl. Öt ország – Ausztria, Horvátország, Magyarország, Szerbia és Szlovénia – kutatóintézetei, erdészeti és természetvédelmi szervezetei, hatóságai fogtak össze a fenntartható erdőgazdálkodás, az erdészeti genetikai erőforrások megőrzése és felhasználása, valamint az egyre veszélyeztetettebb ártéri erdők erdővédelmi problémáinak kezelése érdekében. A REFOCuS projektről és annak eredményeiről a <http://www.interreg-danube.eu/refocus> oldalon tudhat meg többet.

A projekt vezetője a Szlovén Erdészeti Intézet, partnerei az Osztrák Erdészeti Kutatóközpont, a Horvát Erdészeti Kutatóintézet, a Soproni Egyetem Erdészeti Tudományos Intézete, az Újvidéki Egyetem Alföldi Erdészeti és Környezetvédelmi Intézete. Öt stratégiai partner támogatja a projektcsapatot: a szlovén agrárminisztérium, azon belül a Szlovén Államerdészet Muraszombati Igazgatósága, a az osztrák Stájerországi Szövetségi Hivatal Délkelet-Stájerországi Területi Kirendeltsége, a horvát Koprivnica Križevci megye védett területeit kezelő intézet, a szerb agrárminisztérium Erdészeti Igazgatósága, valamint hazai részről a Mecsekerdő Zrt.



1.2-1. ábra: A projektsapat, köztük a kézikönyv fejezeteinek több szerzője

A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum mintegy 8300 km² kiterjedésű, ezzel Európa legnagyobb védett vízgyűjtője, az első olyan UNESCO Bioszféra Rezervátum a világon, amely öt ország (Ausztria, Szlovénia, Magyarország, Horvátország és Szerbia) együttműködésével jön létre. Az új bioszféra-rezervátum számottevő környezeti-természeti és kulturális örökséget rejt magában, védett területei kiemelkedő biológia sokféleséget hordoznak a hosszan tartó és erőteljes antropogén nyomás ellenére. A teljes rezervátum területének 27%-a, a magterület 61%-a erdő, az összes erdőterület 2250 km². Erdei által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások jelentősek és sokrétűek, amibe beleértjük többek között a biológia változatosság fenntartását, a fa- és egyéb erdei termékeket, talaj- és víz-védelmi szolgáltatásokat, szénmegkötést és a rekreációs lehetőségek széles skáláját.



1.2-2. ábra: A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum térképe

1.3 Esettanulmány: A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban folyó erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés az egyes érdekcsoportok véleményének fényében

Srdjan Stojnić, Silvija Krajer Ostoić, Mirjana Zavodja

A REFOCuS projekt a kezdetektől fogva bevonta az érdekelt csoportok képviselőit, megkönnyítve a kutatás és a gyakorlat közötti eszmecserét. Az érdekelt felek részvételével tartott két munkaértekezlet eredményeit ebben a fejezetben foglaljuk össze. Mindkét rendezvényen részt vettek a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum területén dolgozó szakemberek, természetvédők, erdőgazdálkodók, erdőtulajdonosok, kutatók, helyi lakosok – rájuk hivatkozunk érdekcsoportokként.

Az erdővel kapcsolatos szabályozás

Az UNESCO bioszféra rezervátumainak, beleértve a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumot, a fenntarthatóság modelljeivé kell válniuk, mind a földhasználatot, mind pedig a természeti értékek megőrzését illetően. A természetvédelem irányításáért felelős nemzeti intézményeknek, szervezeteknek kezelési terveket kell fejlesztenie e cél előmozdítása érdekében.

Az ártéri erdők kezelése, használata sokétű, így számos csoport, szervezet érdekelt benne – vízgazdálkodás, erdőgazdálkodás, vadgazdálkodás, természetvédelem, turisztika, hogy csak a jelentősebbek említsük. Az erdőkkel kapcsolatos, meglévő ágazati stratégiák és irányok, valamint a jogszabályi környezet meghatározza az erdőkben folyó gazdálkodás és a természetvédelmi tevékenység kereteit. Ugyanakkor tény, hogy e tevékenységek szabályzóinak bonyolult mozaikja nem minden elemében konzisztens, ennek eredményeként pedig konfliktusok alakulhatnak ki az érdekelt felek között. Mindazonáltal az erdők jelentőségét minden érdekcsoport elismeri (1.3-1. táblázat).

1.3-1. táblázat: A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum (MDD BR) helyzete az ágazati stratégiák és a jogszabályi környezet szempontjából

Ország	A MDD BR-ra vonatkozó specifikus szabályzás hiányzik	A MDD BR és erdeinek szerepe marginális	A MDD BR ágazatközi terület
Ausztria	++	++	++
Horvátország	++	++	++
Magyarország	++	+	++
Szlovénia	++	++	++
Szerbia	++	+	++

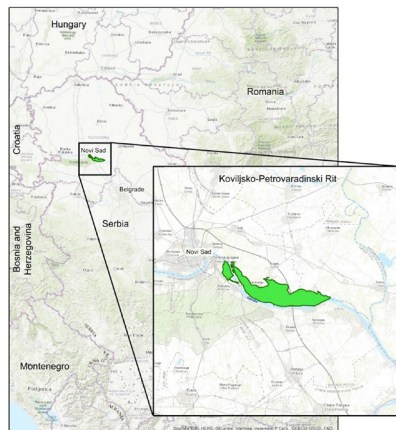
Jelmagyarázat: (++) teljes mértékben igaz, (+) részben igaz

Érdekelletétek az érintett felek között

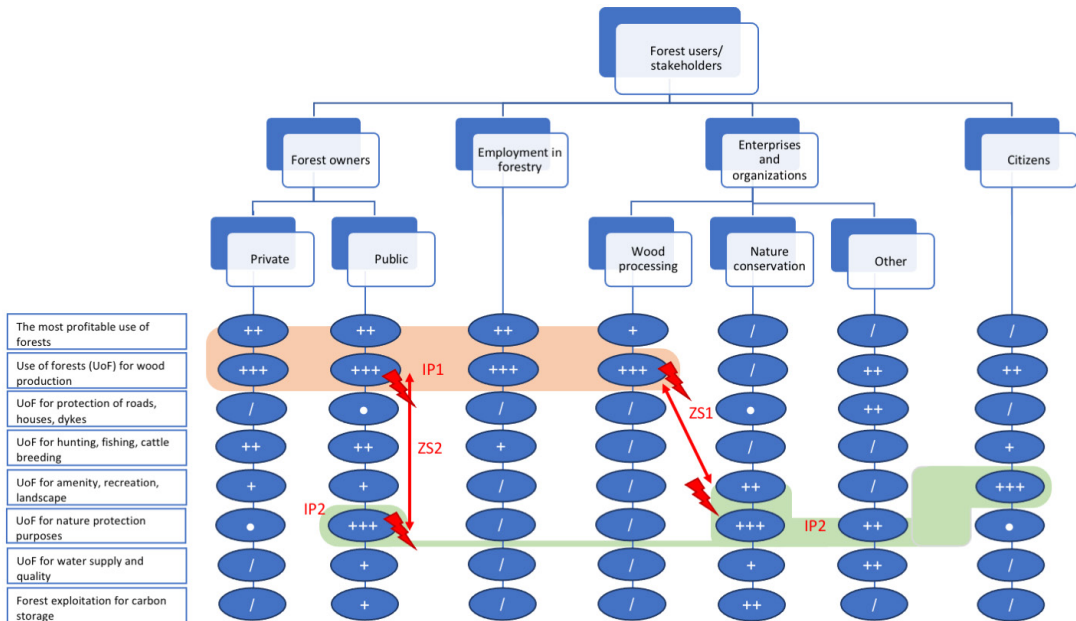
Az erdők kezelését illető, fő célkitűzések meghatározása során a különböző ágazatok érdekelt felei eltérő hozzáállással rendelkeznek. Az erdészeti ágazat érthetően a fatermelést (piacorientáltságot) tekinti prioritásnak, amely gyakran merőben ellentétes a természetvédelem céljaival. Ez különösen igaz a sűrűn lakott mezőgazdasági tájba ékelődő érzékeny, természetmegőrzési szempontból kiemelt fontosságú területekre, mint amilyenek a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum ártéri erdei. Az érdekek ütközését a Vajdaságban található Koviljsko-Petrovaradinski Rit példájával szemléltetjük (1. 3-1. ábra).

A helyi erdők által nyújtott termékeket, szolgáltatásokat használókat az erdőkkel való kapcsolatuk alapján csoportokra bontottuk, erdőtulajdonosokra (állami és magántulajdonosok), erdőgazdálkodókra, természetvédelmi szakemberekre, feldolgozókra, egyéb szervezetekre és az előbbi csoportokba nem tartozó lakosságra. Az érdekcsoportok érdekeinek elemzése két konfliktuszónát tárt fel (3.4-2.). Az egyik alapvető érdekütközés egyik oldalán az erdőtulajdonosok és erdőgazdálkodók állnak, aki kifejezetten érdekeltek az erdők gazdasági célú hasznosításában, míg a másik oldalon a természetvédelmi értékek megőrzésében érdekelt intézmények és lakosok találhatóak. A második konfliktuszóna egy belső konfliktust tár fel. A Vajdaság erdőgazdálkodásáért felelős állami erdőgazdálkodó, a Vojvodinašume egyrészt nagyon erősen érdekelt a nyereséges fatermelésben, ugyanakkor a természetmegőrzésben is. Ezen ellentétes érdekeknek a jogi keret által megkövetelt harmonizálása érdekében a vállalatnak előnyt jelent, hogy belső megoldást kereshet. A rezervátum zónáinak jelenlegi aránya (fokozott védelem 6%, aktív védelem 29%, fatermesztés 65%) tükrözi a tulajdonosok és a további érintettek érdekei közötti tényleges kompromisszumot. Ez a megoldás addig életképes, amíg a tartomány saját hatáskörében képes tartani a területtel kapcsolatos szabályozást. A lehetséges változások konfliktusokat válthatnak ki például a fafeldolgozással, ha növelnék a védett zónák arányát, vagy a természetvédelemmel, ha a fakitermelés intenzívebbé válna (1. 3-2. ábra).

E helyen jegyezzük meg, hogy hasonló szerkezetű belső konfliktusok a bioszféra rezervátum más területein is előfordulnak, különösen az állami tulajdonú erdőkben. Ezeket ugyan formailag elfedi az, hogy a gazdasági tevékenység és a természetvédelem szervezetenként elkülönül, de a két érdekcsoport a tulajdonos belső konfliktusát hívja.



1.3-1. ábra: Koviljsko-Petrovaradinski Rit természetvédelmi terület Szerbiában



JELTÍKÖZÖGÉSI TÍPUSOK ÉS A NYELVEZÉSEK SZELÉRE: HÁGYÓHÍ CÍUS (TTT), CÍUS (TT), HÉSEKÉK (T), HÉGYÉV (•), HÍCS (/), SZ - KÖZMUNKASZÁRA, SZ - ÉRDEKZŐ

1.3-2. ábra: Az erdővel kapcsolatos érdekcsoportok, érdekek és érdekelletékek a Koviljsko-Petrovaradinski Rit természetvédelmi terület példáján

A példában bemutatotthoz hasonló elemzési megközelítés jó alapot nyújthat az erdőgazdálkodás és a természetvédelem közötti aktívabb kommunikációhoz, az érdekelletékek feloldása és az eltérő célkitűzések közötti egyensúly megtalálása érdekében.

Az érdekelti konzultációk tanulságai, ajánlások az ártéri erdőgazdálkodás és természetmegőrzés kulcsfontosságú kérdéseinek kezelésére

A munkaértekezleteken résztvevő szakemberek betekintést nyújtottak a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum erdeinek aktuális helyzetébe és öt, kritikus jelentőségű problémára mutattak rá: a vízellátottság romlása, a kártevők és kórokozók fokozódó nyomása, a természetes felújulás vagy felújítás korlátozott lehetősége, erdőtervezési hiányosságok és a megfelelő erdészeti szaporítóanyag rendelkezésre állása (3.4-2.):

- A vízellátottság romlása, a talajvízszint süllyedése mind az öt országban problémát jelent a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban. Különösen érzékenyen érinti a kocsányos tölgyeseket, és nem csupán az idős állományokat, hanem a felújulási fázisban levő fiatal erdőket is. Az éghajlatváltozás a

problémát várhatóan tovább súlyosbítja, a tölgyesek stabilitását és az azokban folyó gazdálkodást egyaránt kedvezőtlenül érinti.

- A kórokozók és kártevők növekvő nyomását rezervátum-szerte tapasztalták a szakemberek, külön kiemelve a kőrispusztulás, a fitoftóra-fertőzések, a tölgy-csipkésposloska (*Corythucha arcuata*, 3.4-3. ábra) erőteljes terjedését, a nemes nyárasok komplex erdővédelmi problémáit (például a Lonsdalea populi által okozott kéreggrák megjelenését), valamint az egyre gyakoribbá váló viharkárokat.
- Az őshonos fajok tekintetében a minőségi szaporítóanyag rendelkezésre állása általában nem korlátozó tényező a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum erdőfelújításaiban, ugyanakkor a kocsányos tölgy makktermés időszakos jellegeből fakadóan átmeneti szaporítóanyag-hiányhoz vezethet. Szlovéniában három csemetekert látja el a rezervátum állami erdeit szaporítóanyaggal. Osztrák gazdálkodók hangsúlyozták a délkelet-európai országokkal való kereskedelmi kapcsolat kialakításának fontosságát, mivel úgy tűnik, hogy a Nyugat-Európából importált szaporítóanyag nem megfelelő a helyi körülmények között. Erre a problémára megoldást jelent a határokon átnyúló szaporítóanyag-kereskedelem megkönnyítése hatósági és felügyeleti oldalról, nemzetközi börze létrehozása, valamint a termelők és felhasználók közötti információ-áramlás hatékonyabbá tétele. A nem őshonos fafajok helyzetének megítélése több ellentmondással terhelt. Védett területeken való felhasználásuk általánosan nem tiltott, de jelentősen korlátozott, országoktól függően. A szakemberek jelentős potenciált a nemes nyáras és a fekete dió alkalmazásában látnak ártéri körülmények között. Szaporítóanyag-ellátásuk terén aktuális jelentőségük tükröződik: míg Szlovéniában az MDD BR területén csak kísérleti célból létesítenek nemes nyár ültetvényeket, Szerbiában és Magyarországon széles körben alkalmazzák és termelik szaporítóanyagát.
- Az erdőgazdálkodási tevékenység szabályozása, tervezése és felügyelete során a szektorális célok eltérő súllyal esnek latba az egyes országokban. A szlovén érdekeltek képviselői felek azon a véleményen voltak, hogy nyár- és fűzültetvények létrehozását felhagyott mezőgazdasági területeken folyó erdőtelepítésekre szükséges korlátozni, megakadályozandó, hogy az ártéri erdők finom mozaikjában, magánerdőkben megjelenjen, ami a hibridizáció révén kiterjedt problémát jelenthet. Ausztriában a kis erdőtulajdonságok száma magas, ezért gazdálkodási célok – csakúgy, mint az erdőhasználat intenzitása – változatosak és jellemzően gazdasági oldalról meghatározottak. A szerbiai

szakemberek mind a természetvédelmi, mind az erdőgazdálkodási oldalról rámutattak az adaptív erdőgazdálkodás hiányára, mivel a kereskedelmi célú fatermelés továbbra is domináns a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban. Kijelentették, hogy az erdők többsége egykorú, alacsony stabilitású, valamint hogy jogszabályi változásokra van szükség az éghajlatváltozás erdei ökoszisztémákra gyakorolt negatív hatásainak enyhítése érdekében.

- Konszenzusos vélemény alakult ki a természetes felújítás tekintetében: a résztvevők szerint a legfőbb korlátozó tényező és a sikertelenség leggyakrabban oka az árterekre jellemző dús aljnövényzet. Ott, ahol a gyeppel vagy cserjeszint fajai által jelentett konkurencia alacsony, a természetes felújítás sikeressége magas, míg erős aljnövényzet esetében intenzív, munkaigényes emberi beavatkozást igényel. A természetes újulat hiányát Magyarországon és Szerbiában nagyon súlyosnak tartják, bár egyes fajok sikeresen újulnak fel spontán módon még szélsőséges termőhelyeken is. Az említett országok esetén a kiterjedt nemesnyár-gazdálkodás miatt az őshonos fafajok magforrásai nagy területekről hiányoznak, valamint a magas vadlétszám szintén akadályozza a természetes felújulást a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban.
- Általános a bizonytalanság abban a tekintetben, hogy az őshonos fafajok képesek lesznek-e megbirkózni a gyors környezeti változásokkal? A résztvevők több, idegenhonos fafaj alkalmazását felvetették és megtárgyalták, köztük a fekete dióét és az akácét, noha spontán terjedésük megakadályozásának lehetősége aggodalomra ad okot.

1. BEVEZETÉS

1.3-2. táblázat: Az erdők stabilitását érintő kritikus problémák a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban, a 2019 áprilisában megtartott újvidéki, valamint a 2020 októberében tartott online értekezlet eredményei alapján

Ország	Talajvízszint-süllyedés	Kártevők, kórokozók	A természetes felújítás nehézségei	Erdőtervezés és felügyelet	Szaporítóanyag rendelkezésre állása	
					Őshonos	Nem őshonos
Ausztria	++	++	+	-	++	-
Horvátország	+	++	+	-	++	-
Magyarország	++	++	++	-	+	-
Szlovénia	++	++	++	-	++	+
Szerbia	++	++	++	+	+	-

Jelmagyarázat: (++) jelentős, (+) létező, (-) nem jellemző



2. ÁRTÉRI ERDŐK

Marko Kovač, Markus Sallmannshofer

2.1 Az ártéri erdők jelentősége és az azokat veszélyeztető tényezők

A síkvidéki ártéri erdők fontos ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak, természetes pufferként működnek a folyók mentén, védelmet nyújtanak az árvízzel szemben, a talaj fizikai, kémiai és biológiai védelme mellett. Biológiai változatosságuk és produkciójuk magas, fontos szerepet játszanak a faji sokféleségének fenntartásában. Rekreációs és esztétikai szerepük az elmúlt évtizedekben egyre inkább felértékelődött. Kétségtelen, erőteljes antropogén nyomás nehezedik az ártéri erdőkre, a tradicionális és jelenkori nem megfelelő gazdálkodás, a nagyszabású környezeti változások és a globalizáció miatt. Ezzel párhuzamosan növekszik az egészséges ártéri erdők iránti igény, például a szélsőségesebbé váló időjárás miatt várhatóan növekvő árvízveszély mérséklése céljából, vagy mert a magas biomasszát megtermelni képes erdők jelentősen hozzájárulhatnak az éghajlatváltozás mérsékléséhez.

A földhasználat változása

Az ember jelenléte és behatása a közép-európai folyókra és árterükre a történelmi léptékű. A hosszú távú együttélés során a társadalmi fejlődés együtt járt a táj fokozatos átalakulásával, átalakításával. Az ártéri erdők első és talán legjelentősebb megszállása a 7. században történt, amikor a fokozatos kolonizáció és népességnövekedés nagy erdőterületek letarolását és/vagy felperzselését hozta magával, hogy elegendő területet biztosítson a szántóföldi növénytermesztésnek és a legeltetéses állattartásnak. A 17. századig ezeket az erdőket kevésbé éltek ki épület- és tűzifa megtermelésre, vadászatra. A változás következő hulláma a 17-18. század fordulójára tehető, a helyi folyószabályozási tevékenységek megindulásával, valamint az öntözéses gazdálkodás térnyerésével, amelyek a természetes folyódinamika gyengülésével és a talajvíz szintjének süllyedésével jártak, jelentősen rontotta az ártéri erdők stabilitását. A földhasználat kiterjedt változásával párhuzamosan az ártéri erdőket feltárták, megteremtették egy intenzívebb, vágásos erdőgazdálkodás infrastrukturális feltételeit (2.1-1. ábra). A gazdálkodási ciklus hosszának csökkentése érdekében előtérbe kerültek a gyorsan növő fafajok, a minőségi faanyag iránti növekvő igény pedig magával hozta az ültetvényszerű gazdálkodást és a nemesített, gyakran klónjellegű növényanyag alkalmazását. Mivel e fajok termőhelyi igényei hasonlóak, az ültetvények gyakran az extenzíven kezelt természetes vagy természetközeli



2.1-1. ábra: Nagy kiterjedésű tarvágások következtében az ártéri erdők szerkezete megváltozott, egykorú állományok jöttek létre

ártéri erdők közé ékelődtek. A mezőgazdasági termelés az elmúlt évszázad végére Európa ártéri erdőinek 90%-át elpusztította. Globálisan szinten az ártéri erdők átalakítása, fragmentálódása, végül eltűnése még napjainkban is komoly probléma.

A vízárás megváltozása

A 17-18. század fordulóján kiterjedt munkálatok kezdődtek a folyóvölgyekben: vízelvezető rendszereket hoztak létre és megindultak az első kísérletek a folyók szabályozására (2.1-2. ábra). A vízfolyásokat és környezetüket napjainkra gyökeresen átalakítottuk a hajózás, az árvízvédelem, vagy épp az energiatermelés szempontjainak megfelelően. Folyóinkat szabályoztuk, ugyanakkor a víz gyors és hatékony levezetésével párhuzamosan az alsó szakaszokon az árvízi kockázat megnőtt. Ezért aztán a folyókat töltések közé szorítva az ártereket elváltuk a folyóktól, megszűntek a rendszeres elöntések. Ez magával hozta a tápanyag- és vízellátás megváltozását, az ártéri erdők életközösségeinek átalakulását: a puhafás ligeterdők kiterjedése jelentősen csökkent, a kulcsfontosságú fás fajok felújulásra alkalmas területtel együtt. A folyók által szállított hordalékot felfogó gátak, erőművek, a megnövekedett vízsebesség, a hajózhatóság fenntartása érdekében végzett mederkotrások miatt a meder egyre gyorsabban mélyült, a vízszint csökkent, a hordaléklerakás mintázata megváltozott. A talajvíz kiemelése miatt a talajvízszint csökkent. A vízellátottság romlásával egyidejűleg az ártéri erdők aszálykitérttsége fokozódik, az éghajlatváltozás következtében pedig egyre gyakrabban szembesülnek aszályos időszakokkal.

Klímaváltozás

A bolygatások az erdei ökoszisztémák szerves részét képezik, különösen ártéri erdőkben, ahol az időszakos árvizek nélkülözhetetlenek az életközösség szerkezetének fenntartása érdekében. Az éghajlatváltozás, a felmelegedés és a csapadékeloszlás megváltozásának kölcsönhatása, a szélsőséges események mintázatának, gyakoriságának és kiterjedésének megváltozása még ismeretlen következményekkel jár az ártéri erdőkre nézve. Az élőhelyek ökológia környezete, sérülékenysége már most is változik a jelenlegi elterjedési területen. A biotikus eredetű bolygatások várhatóan megváltoztatják a kártevők



2.1-2. ábra: Vízrajzi és földhasználati változások a Mura mentén 1829. és 2020. között, Bistrica közelében (Prekmurje, Szlovénia)



2.1-3. ábra: A folyószabályozás a puhafás ligeterdők élőhelyeinek elvesztéséhez vezetett, drasztikusan csökkentve a faalakú füzek (*Salix* sp.) és a fekete nyár (*Populus nigra*) által uralt erdők területét

és kórokozók elterjedését, ami új kockázat megjelenését eredményezi. Mindemellett a kártevők és kórokozók alkalmazkodóképessége rendszerint magasabb, mint a gazdafajoké az előbbiek rövidebb életciklusa miatt. Ennek eredményeként az abiotikus és biotikus stresszorok közötti kölcsönhatások valószínűleg a kártevők és a betegségek kitörésének fő mozgatórugóivá válnak. A kártevőkhöz és kórokozókhöz hasonlóan az idegenhonos növények terjedése is intenzívebbé válhat, ami fokozódó konkurenciát eredményezhet az őshonos növényközösségekben.

Globalizáció

Az ember az ősidők óta számtalan növény- és állatfaj elterjedését változtatta meg - szándékosan vagy épp véletlenül. A növénytermesztésben, erdőgazdálkodásban napjainkban is gyakorlat új, az

adott régióban nem honos fajok termesztésbe vonása. Emellett a globalizáció folyamán kiterjedtté váló kereskedelem és közlekedés jelentősen hozzájárult az idegenhonos fajok nem szándékolt elterjesztéséhez. A nem őshonos kártevők és kórokozók, valamint növényfajok egyre gyakrabban fordulnak elő erdeinkben. Az ártéri erdők különösen érzékenyek: az özönnövények számára kedvező környezetet nyújt a gazdag tápanyag-bázis, az ismétlődő bolygatások kedvező fényviszonyokat eredményeznek, a folyók pedig hatékonyan és nagy távolságokra szállítják magjaikat vagy vegetatív szaporítóképleteiket.

Az idegenhonos kártevők és kórokozók sokkal nagyobb valószínűséggel terjednek nem szándékos átvitel útján, mint növényfajok, pusztán kis méretük és/vagy aktív mozgásuk miatt. Mivel az őshonos fafajok nem találkoztak velük evolúciójuk során, általában fegyvertelenek, védtelenek velük szemben. Patogenitásuk révén, vagy épp természetes ellenségeik hiánya miatt az idegenhonos kártevők és kórokozók könnyen befolyásolhatják az erdők összetételét és szerkezetét, ezen keresztül pedig az erdők által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokat.

Az ártéri erdők jelentőségének megítélése

Jelentőségük és kedvezőtlen állapotuk miatt (2.1-4. ábra) az ártéri erdőkre a közelmúltban fokozott figyelem irányult mind nemzeti, mind nemzetközi szinten. Ennek következtében számos kezdeményezésben, szerződésben és dokumentumban foglalkoztak velük, említjük csak a Ramsari Egyezményt, a Forest Europe folyamatot, az EU Biodiverzitás Stratégiát és az Élőhelyvédelmi Irányelvet. Mindezek a dokumentumok materiális javakként nevesítik az ártéri erdőket, és felszólítják a nemzeti hatóságokat, szervezeteket és gazdálkodókat, hogy fenntartható módon kezeljék azokat, szem előtt tartva hosszú távú fejlesztésüket és az ökoszisztéma-szolgáltatásaik biztosításának zavartalanságát.



2.1-4. **ábra:** Pusztuló ártéri erdő a Dráva mentén, Horvátországban

2.2-1. Az ártéri erdő ökoszisztéma-szemléletű kezelése

Az ártéri erdők kezelése, az ökoszisztéma-szolgáltatások egyensúlyának fenntartásához új megközelítések integrálása szükséges a fenntartható erdőgazdálkodás paradigmájába és gyakorlatába. Két ilyen megközelítés lehet a tájszintű perspektíva, ami az ökoszisztéma-gazdálkodás szempontjából elengedhetetlen és az ökológiai integritás fogalma. Az első tájszintű, integrált, holisztikus erdőgazdálkodást értünk, míg a második az ártéri erdő azon képessége, hogy fenntartsa önnön térfoglalását, összetételét, szerkezeti és funkcionális összetevőit.

Tájképi szempontból az ártéri erdő különböző alakú erdőterületekből (komplexekből) és folyosókból álló mátrixnak tekinthető. A legtöbb esetben mindkét tájképi elem heterogén szerkezeti szempontból, mivel különböző erdei élőhelytípusokat és altípusokat tartalmaznak, különböző méretű mag- és pufferterületekkel. Figyelembe véve néhány izolációs hatást, például azt, hogy 1) a saját ökológiai tartományában egy kiterjedt élőhely perzisztensebb, mint a kisebb területű, 2) egy nagyobb magterületű élőhely kedvezőbb, mint egy kisebb, és hogy 3) egy összefüggő élőhely a külső hatásokkal szemben ellenállóbb, mint egy töredezett, világossá válik, hogy az erdei élőhelytípusok ökológiai integritása azok méretével, tömörségével növekszik.

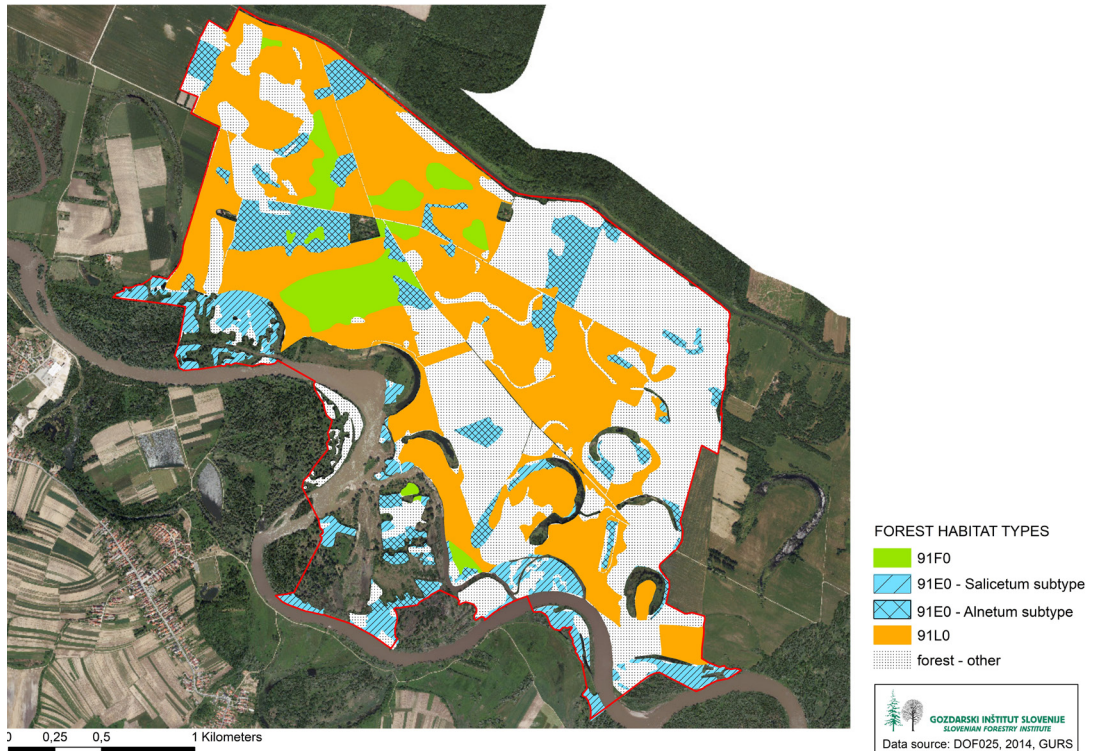
Amennyiben az ártéri erdőkre holisztikus oldalról tekintünk, nem csupán az azokat adó erdőrészeket összességüként, értelmet és célt nyer új módszerek bevezetése a vágásos erdőgazdálkodás eszközei mellett, hatékonyabbá válik a természetvédelmi célú erdőkezelés azáltal, hogy fokozza az ökológiai integritást.

A síkvidéki ártéri erdők jelenlegi szerkezete (2.2-1. ábra) azt mutatja, hogy nagyobb komplexumok létrehozása érdekében változatos kor- és állományszerkezet kialakítása szükséges. Ez nem igaz a patakmenti ligetekre, amelyek kiterjedése (2.3-1. ábra) gyakran nem elég ahhoz, hogy saját magterületeiket fenntartsák. Ezen élőhely-altípusok esetén aktív kezelés, célzott beavatkozás szükséges a fenntartáshoz. Az ültetvényyszerű erdők és más, hasonló kultúrák (csemetekertek, magtermesztő ültetvények) létesítését a mag- és pufferzónában kerülni kell, hogy minimalizálhatók legyenek a nemkívánatos hatások, mint az özönnövények térnyerése, vagy a vad fajok és kultúralakjaik közötti hibridizáció.

Mindkét megközelítés mellett további erőfeszítésekre van szükség a biológiai sokféleség, a bolygatások és azok erdőgazdálkodási rendszerekre gyakorolt hatásainak jobb megértése érdekében. A közbenső zavar hipotézis azt állítja, hogy a biológiai sokféleség a legmagasabb a közbenső intenzitású és gyakorisági zavaroknak kitett környezetben. Ez a hipotézis jól működik sok erdőben, beleért-

2. ÁRTÉRI ERDŐK

ve a ártéri erdőket is. Eredménye könnyen bizonyítható egy olyan transzektus mentén, amely a vízfolyás és az ártér külső határa között terjed (lásd **2.3 Az ártéri táj szerkezete és ökológiája**). Ebben a



2.2-1. ábra: A Murska Šuma Natura 2000 élőhelytípusainak kezelésére adott javaslat

transzektikában az úttörő utódlási szakaszok a vízfolyás közelében található, ahol a zavar a leggyakoribb és legsúlyosabb. Ezzel szemben a legfejlettebb ártéri utódlási szakaszok, a kocsányos tölgyerdők általában a vízfolyástól távolabb, az árterek közepén helyezkednek el. Mint ilyen, továbbra is függenek a vízrendszertől, de biztonságban vannak a gyakori zavaroktól.

A biztosítási hipotézis a meglévő fajok összetételére és működésére vonatkozik. Megállapítja, hogy azok a fajok, amelyek jelenleg feleslegesek az erdei élőhelyek működésére, egy bizonyos ponton, esetleg zavar után, átvehetnek bizonyos funkciókat, amelyeket korábban hanyatló vagy extirpated fajok végeztek. Ez a tény fontos az erdei élőhelytípusok és a fajok összetételének megértéséhez, amelyeket nem állandónak és rögzítettnek, hanem időben és térben ideiglenesnek és fejlődőnek kell tekinteni. A biztosítási hipotézis jelentős szerepet játszhat a jövőbeli ártéri erdőkben. Ennek az az oka,

hogy a jelenlegi erdei közösségek számos domináns fafaja szenved a helyi kihalásukhoz vezető különböző betegségektől és környezeti stresszektől (lásd **3.1.2 Az erdők alkalmazkodásának támogatása a megfelelő erdészeti szaporítóanyagok kiválasztásával és 3.3 Erdővédelem**).

A ártéri erdők összetett ökológiai rendszerek, amelyek különböző természeti és ember által kiváltott zavaroknak vannak kitéve és függenek. Törekenységük és annak valószínűsége miatt, hogy a káros intézkedések a folyó ártéri tájának nagyobb részeit érintik, ezeket az erdőket különböző térbeli méretekből és a bevált gyakorlatnak megfelelően kell kezelni, figyelembe véve a megszerzett ökológiai ismereteket. A ártéri erdőgazdálkodókat ösztönözni kell a megfelelő erdőgazdálkodási megközelítések végrehajtására, ideértve a ártéri erdő élőhelytípusainak és altípusainak megfelelő területi elrendezését (területrendezés), a változó folyódinamika, az éghajlatváltozás, a kártevők és betegségek, valamint az invazív fajok által jelentett kockázatok elismeréseként, hogy ezen erdők gazdasági potenciálja és ökológiai értéke a jövő generációi számára fennmaradjon.



2.3 Az ártéri táj szerkezete és ökológiája

A víz és a föld közötti dinamikus kölcsönhatás a fő folyamat, amely különböző típusú folyókat * ártéri tájakat hoz létre és tart fenn, és különféle élőhelyeket hoz létre, amelyek bioták kolonizálódnak, alkalmazkodnak és ott tartózkodnak.

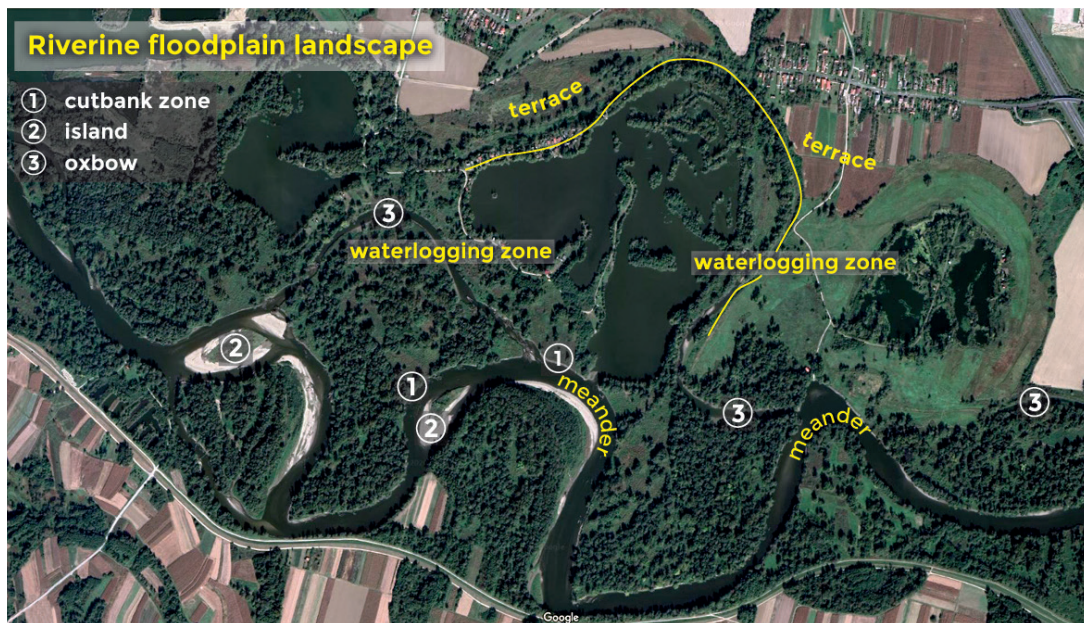
A folyótéri ártéri tájak típusai a következők:

- **Víznyelés árterében:** a felső patakban, ahol a víz torrent jellegű, éskeskeny szurdokokon keresztül csatornák
- **Egyensúlyiártér:** közepes és lefelé gőz, ahol a víz nem összetartó üledékes anyagon keresztül kanyargózik, a tájváltozások előfordulnak
- **Alacsony gradiensártér:** lefelé gőz, ahol a víz kanyargós keresztül összetartó üledékes anyag, táj változások elhanyagolhatók

A folyó ártéri táj négy különböző tájelemcsoportból áll, amelyek tovább oszlanak ökotópokra és ökoelemekre. Az első és legjelentősebb csoport az álló és a folyóvizek közé tartozik. A csatornák hálózatával összekapcsolva a víztestek megkönnyítik a ártéri növényeket (amelyek közül sokat ápoló növényeknek tekintenek, mivel előkészítik a helyszíneket az úttörő erdei fajok érkezésére), hogy különböző élőhelyeket gyarmatosítsanak, túléljenek bennük és virágozzanak. A víztestek durva és finomszemcsés anyagok, talajok és tápanyagok áramlásával támogatják a növényeket.

A második csoportot a felszín alatti vizek képviselik, amely egy bonyolultabb rendszer része, amelyet föld alatti víztartó rétegeknek neveznek. A folyóvíz mellett a felszín alatti vizek a ártéri erdők második nedvességforrása, és száraz időszakokban kritikus tényezővé válik. A lüktető talajvíz táblázat is létrehozta és fenntartja saját élőhelyeit, úgynevezett mocsári erdőket.

A harmadik csoport geomorfológiai jellemzőkből áll. A folyóvízi ártéri táj vízfolyásainak összekapcsolódása kanyargós, elágazó és anasztomosing csatornákat hoz létre, amelyek cutbankokat, holtágakat, szigeteket, gátakat és hullámzó árvízveszélyes síkságokat alkotnak, amelyek swales-ban és gerincekben gazdagok, amelyek mindegyike potenciális élőhely az egyes erdei növények, valamint az erdei közösségek kis és nagy foltjai számára (2.3-1. ábra).

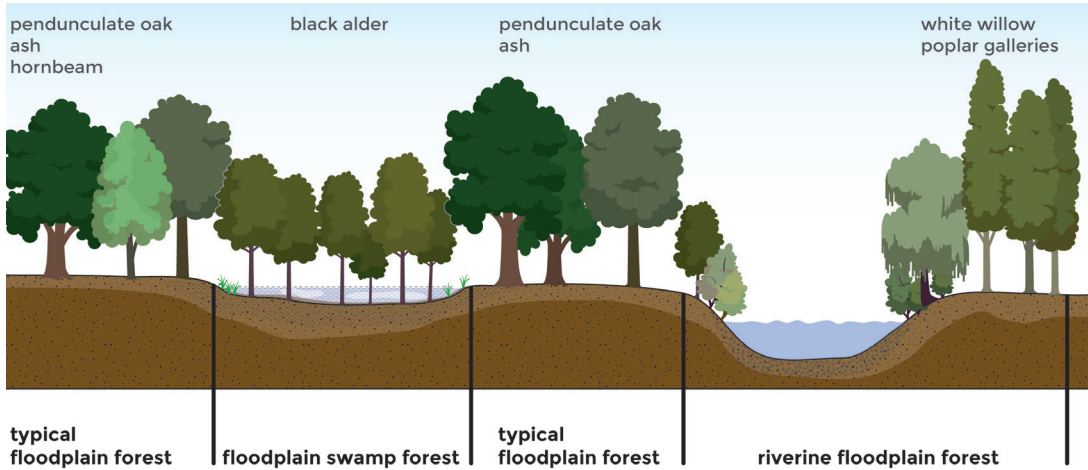


2.3-1. ábra: A potenciális folyóártéri élőhelyek rendszere cutbankokkal, szigetekkel, terrasszal és holtágakkal

**Ebben a fejezetben a riverine kifejezést a tájjal és a növényzettel (mint erdőtípus) és a ártéri kifejezéssel társítjuk a növényzettel. A tudományos irodalom azonban nem húz szigorú vonalat a kettő között, hanem felcserélhetően használja őket.*

Az utolsó folyóvízi ártéri tájelemcsoport a növényzet kiterjedése, esetünkben a ártéri erdő növényközösségei. Bár a folyótéri ártéri tájak erdei növényközösségeit meghatározó ökológiai tényezők nem mindig olyan nyilvánvalóak, mint a sokkal élesebb ökológiai gradiensekkel rendelkező tájaknál (pl. hegyi tájak, magas karszt tájak), a ártéri erdőközösségek nagymértékben függenek tőlük. Létezésük szempontjából a legkritikusabbak a hely hidroperiódiai, makro- és mikromorfológiai gradiensek (pl. relatív magasság), csapadék és talajtípusok.

A bemutatott tényezők lehetővé teszik három fő ártérierdő közösség megkülönböztetését a vízcsatornát az ártér külső határával összekötő oldalsó áteresztő mentén, nevezetesen a folyó, az ártér és a mocsári erdők között (2.3-2. ábra).



2.3-2. ábra: Oldalirányú transzektika tipikus ártéri erdőtípusokkal

A vízfolyás legalacsonyabb és leg szomszédosabb élőhelyeit, mint például a cutbankokat és a szigeteket, valamint a vízáramlás változásai által érintett partokat, gátakat és teraszokat folyó erdőklakják. Bár ezek az élőhelyek képesek ellenállni az állandó vízszintváltozásoknak, a hosszan tartó víztelenítésnek és a vízáramoknak, a patakok mellett lévő gyakran instabilak. Az instabilitás az erős áramlatok miatt következik be, amelyek erodálják a kényelmetlen természeti és félig természetes folyópartokat, alluviális anyagokat szállítanak a folyómederekbe, elmosás a rezidens növényközösségeket, és megkönnyítik az új élőhelyek kolonizációját. Ezeknek a helyeknek a talaj termékenysége gyenge a vízzel való hosszan tartó telítettség és a jelentősen fejletlen talajok miatt. Nyár (*Populus sp.*), kőris (*Fraxinus sp.*), fűzfa (*Salix sp.*) és szilfa (*Ulmus sp.*) jól elvezetett, stabilizált helyeken tartózkodik. Ezzel szemben az olyan úttörő fajok, mint a keserű, vörös, kecske, szürke és fehér fűzfa (*Salix eleagnos*, *S. purpurea*, *S. caprea*, *S. cinerea*, *S. alba*) és szürke és fekete éger (*Alnusincana*, *A. glutinosa*) a víz melletti helyeken (azaz bankok, szigetek) fordulnak elő.



2.3-3. ábra: a) Új élőhelyek gyarmatosítása a folyószigeteken; b) A stabilizált területek képesek ellenállni az állandó vízszintváltozásoknak, de a folyópartok eróziója is a rendszer alapvető eleme; c) *Salix* fajok által kolonizált elárasztott terület

2. ÁRTÉRI ERDŐK

A második típusú területek a magasabb árterek, amelyek kívül esnek a folyó áramlási változásain, de még mindig a rendszeresen elárasztott területek határain belül vannak. Ezek a helyek többnyire lakott tipikus ártéri erdők fafajok, mint a szilfafajok, mint az elm (*Ulmus laevis*), kocsányos tölgy (*Quercus robur*), fehér gyertyán (*Carpinus betulus*) és kőris (*Fraxinus excelsior*, *F. angustifolia*) és néha sycamore és mezei juhar (*Acer pseudoplatanus*, *A. campestre*), amelyek mindegyike igényel jól elvezetett talaj és nagyon nagyon rövid ideig tartó víztelenítés. A juhar és a kísérő fajok, például a hársfa és a cseresznye (*Acer sp.*, *Tilia sp.*, *Prunus avium*) melletta többi faj rendszeresen elárasztott helyeken él, néha rosszul elvezetett talajokkal. Mégis, ellentétben a folyó erdőkkel, amelyek nagyon toleránsak a nedvességgel és a tartós víztelenítéssel szemben, az ártéri erdők a rendszeres szezonális árvizeket részesítik előnyben. Mivel ezek az erdők a watercourses-tóltávol eső területeken is élnek, ahol az árvízi időszakok jelentősen rövidebbek, jobban függenek a felszín alatti vizektől és a csapadéktól. A csapadék különösen fontos a levélöblítés előtti szárazabb időszakokban, mivel egyes fajoknak, például a kocsányos tölgynek elegendő vízre van szükségük ahhoz, hogy edényeket termeljenek a víz és az oldott tápanyagok vezetéséhez a levelek és a gyökerek között.

A ártéri erdők utolsó típusa a mocsári erdők. Ezek az erdők kis és nagy méretű mélyedéseket élnek az árterekben, amelyekben a vízmentes talajok (gleysolok) rosszul elvezetődnek a magas felszín alatti vizek táblázatai és a hosszú távú víztelenítés miatt. A folyóvízzel és a tipikus ártéri erdőkkel ellentétben ezek az erdők képesek túlélni olyan helyeken, ahol a stagnáló vizek gyakori anaerob körülmények között vannak. Ezeknek az erdőknek a fő faja a fekete éger (*Alnus glutinosa*). A hullámzó terepek miatt azonban (gyakran egy méteren belül) a kevésbé elárasztott helyeket gyakran szilfa, kocsányos tölgy és kőris lakja.

A folyó ártéri tájának egészét tekintve az árvízveszélyes területek azok, ahol a legtöbb tápanyagot állítják elő, tárolják és bomlasztják, és más, kevésbé termékeny helyekre szállítják, amikor az árvizek megérkeznek.



2.3-4. ábra: Floodplain erdő *Fraxinus excelsior*, *Ulmus laevis* és *Quercus robur* nélkül áramlási változások, de még mindig határain belül rendszeresen elárasztott területeken



2.3-5. ábra : Mocsári erdők *Alnus glutinosa*-val



2.4 Fás élőhelytípusok

Bevezetés

A Mura, a Dráva és a Duna folyók mentén lévő árterek számos erdei élőhelytípusnak és altípusnak ad otthont. Ezek megőrzése érdekében sokukat hivatalosan kijelölték és felvették a Natura 2000 hálózatba. Ökológiai, gazdasági és társadalmi szempontból talán a legszeleesebb körben elterjedt, ismert és relevánsak a *91E0 Alluvialis erdők *Alnus glutinosa* és *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*), 91F0 Riparian vegyes erdők *Quercus robur*, *Ulmus laevis* és *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* vagy *Fraxinus angustifolia*, a nagy folyók mentén (*Ulmenion minoris*), 91L0 illír tölgy-gyertyán erdők (*Erythronio-Carpinion*) és 9160 Szubatlanti és közép-európai tölgy vagy tölgy-gyertyán a *Carpinion betuli*.

A négy erdei élőhelytípus ökológiájában különbözik. Az első és a legheterogénebb *91E0 erdei élőhelytípus különböző élőhely altípusokból áll, amelyek általában két nagyobb csoporthoz tartoznak, gyakorlati okokból fűzfa és fekete égerligetek néven. A fűzfaliget a folyóerdő tipikus képviselője, mivel nedves, gyakran elárasztott, de jelentősen jól elvezetett helyeken éla vízfolyás mellett (2.4-1. ábra). Ezzel szemben a fekete égerer élőhely altípusa általában nedves és rosszul elvezetett területeken él egy ártérben, és mocsári erdőket képez. Helyüket gyakran anaerob körülmények jellemzik, amelyeket a hosszú távú áradások és a stagnáló vizek és a nehéz talajok okoznak.

A többi felsorolt erdei élőhelytípus ártéri központi területeken él, ezért tipikus ártéri erdőknek nevezik őket. Domináns fajok a kocsányos tölgy. Azonban, ellentétben a fekete éger mocsári erdők, kocsányos tölgyerdő közösségek nagymértékben függ a rendszeres áradások által okozott áramló víz, a felszín alatti vizek és a csapadék. A fafajok összetételének különbségei ezek között az élőhelytípusok között gyakran alig észrevehetőek, és a hullámzó terepen a magasságban lévő finom különbségeknek köszönhetőek.



Figure 2.4-1 Természetes fűzfaligetek Bajorországban, Németországban

Erdő élőhelytípus *91E0 Alluviális erdők *Alnus glutinosa* és *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)

A *91E0 kiemelt erdő élőhelytípusa három altípust tartalmaz. Az első, amely fűzfaligetekhez tartozik, általában két egymást követő ábrázolást alakít ki. Egy meglehetősen instabil úttörő színpad lakik a vízfolyások, például a cutbankok, bárók és szigetek szomszédságában, és bokrokból és kis méretű fűzfából és égerfából áll (*Salix sp.*, *Alnus sp.*). Ezzel szemben egy fejlettebb szakasz nagy fűzből áll (*Salix sp.*), éger (*Alnus sp.*), szilfa (*Ulmus sp.*) és kőrisfák (*Fraxinus sp.*). Általában stabilizált szomszédos síkságokon található, amelyek gyakran ki vannak téve a vízáramlás változásai által okozott rendszeres áradásoknak.

Mindkét hely talajtermékenysége gyenge az üledékes talajok miatt, amelyek durva és finomszemcsés kavicsból, homokból és iszaptól állnak. Stabilizált helyeken hidromorf talajokat fejlesztenek ki.

A második élőhely altípust arboreous galériák jellemzik a vízfolyási bankok mellett, amelyek többnyire fehér fűzből (*Salix alba*) és fekete nyárból (*Populus nigra*) állnak. Mindkét faj egyedi állványokat is alkot. Ezek a helyek jól vagy mérsékelt leeresztettek, és gyakran mérsékelt mély és mély vályogból és agyagos talajokból állnak.

A harmadik élőhely altípust az síkvidéki mézgás éger (*Alnus glutinosa*) mocsári erdők képviselik. Ez az élőhely altípus a legalacsonyabb terepszinteken lakik az árterekben, amelyek gazdag humuszrétegekből és gleysolokból állnak, és az év nagy részében a csapadék és a talajvíz miatt stagnáló vizek árasztják el őket. A fekete éger homogén és vegyes állványokat képez. A vegyes erdők esetében a terep feldűl és így fejleszti a mocsári és friss helyeket, ahol a frisseket gyakran kocsányos tölgy (*Quercus robur*), szil (*Ulmus laevis*), kőris (*Fraxinus excelsior*) és hasonló fajok lakják.

A *91E0 élőhelytípus egésze fűzfa-, nyár-, szil-, kőris- és cserjefajokban gazdag, és számos erdei társulásból áll. Regenerálódása helyről helyre változik. A folyó erdei élőhelyszerkezetek, a vízfolyások mellett, aktív és nem aktív oxbows, fűzött galériákkal és kis méretű mocsaras fekete égerligetekkel, természetesen regenerálódnak. Ezzel szemben a nagy méretű fűzfa, nyár és fekete égerállványok is mesterségesen regenerálhatók (például: Polana és Fekete-erdő fekete égererdője, Mala Polana és Mostje / Banuta, Szlovéniafalvak között). A fő ok az agresszív földi növényzet, amely megfojtja a csemetéket és megkeményíti (vagy akár gátolja) a csírázási folyamatot.

A *91E0 erdei élőhely nagy ökológiai szerepet játszik. Mivel egyesíti a szárazföldi és vízi környezetet, számos növény- és állatfajnak ad otthont. Hatalmas védelmi szerepet tölt be, mivel szabályozza a vízrendszer és a vízciklus, és így hozzájárul az árvizek elleni védelem-

hez. Szintén figyelemre méltó az erdőgazdálkodás szempontjából betöltött szerepe. A fekete éger, a fehér fűzfa és a nyárfa állványok ismert, hogy minőségi és gyorsan növekvő fát termelnek a fa- és energiaiparban.

A *91E0 folyóerdő élőhelytípus mindhárom altípusa sebezhető és nagyon érzékeny a pusztulásra. A legbefolyásosabb tényezők, amelyek befolyásolják a környezetben való további jelenlétüket, a ritkaságuk, élőhelyeik alakjai, a kompaktabb erdőtípusok és az emberi behatolások. Az első két tényező tisztán ökológiai. Bár a ritkaság nem kezelhető, az élőhelyek formái fenntarthatók és javíthatók azáltal, hogy alapvető területeiket stabilan tartják, és mentesek a versenyképebb őshonos és nem őshonos fafajoktól, amelyek behatolnak őket. Az emberi beavatkozásokat, például az élőhelyek széttöredezettességét, a mezőgazdasági földterületek elvezetését és a földhasználat átalakítását megfelelő jogszabályokkal gondosan meg kell tervezni, ellenőrizni és szabályozni.

Erdei élőhely típusas 91F0. *Quercus robur*, *Ulmus laevis* és *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* vagy *Fraxinus angustifolia*, a nagyfolyók mentén (*Ulmion minoris*), 91L0 illír tölgy – gyertyán erdők (*Erythronio-Carpinion*) és 9160 Szubatlanti és közép-európai tölgy- vagy tölgyfa gyertyán a *Karpinionból*.

A 91F0, 91L0 és 9160 kóddal rendelkező élőhelytípusok hasonló ökológiával rendelkeznek, és gyakran csak olyan konkrét tényezők tekintetében különböztethetők meg, mint a helyszíni vízelvezetés, a talaj típusa, a nedvesség, a csapadék, a felszín alatti vizek jelenléte és az árvízi rendszer. Az erdő utódlás szempontjából ezek az ártéri erdei élőhelytípusok az összes folyó ártéri erdő közül a legfejlettebbnek számítanak. Ebben az összefüggésben érdemes megemlíteni, hogy a 9160-as erdő élőhelytípusát gyakran csak egy másként osztályozott élőhelynek tekintik.

Az egyenetlenül lerakódott talajok miatt az alluviális árterek nem igazán síkok. A mikrorelief szintjén lévő ömléseik különböző élőhelyeket hoznak létre a földi növényzet, a cserje és a fafajok számára, amelyek különböznek a nedvességgel szembeni toleranciájuk tekintetében. A helyek többnyire rosszul elvezetett, áll mérsékelt mély vagy mély agyagos, agyagos és még üledékes részecskék és anyag.

A három élőhelytípusú faösszetétel közötti különbségek gyakran megfoghatatlanok. Mindhármuk a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), amely elm (*Ulmus laevis*), kőris (*Fraxinus angustifolia*, *F. excelsior*) és néhány más kísérő faj. Ha azonban egy síkság kellően magas, és így kevésbé van kitéve a tartós áradásoknak, akkor gyertyánnak (*Carpinus betulus*), sycamore juharnak (*Acer platanoides*) és néhány másfajnak isothont ad, amelyek kevésbé tolerálják a talajnedvesség-

get és a vizet. A lényegesen rövidebb árvizek és a kevésbé nedves terep tehát a fő különbség a 91F0/9160 és a 91L0 erdei élőhelytípusok között. Mindazonáltal mindhárom élőhelytípus számos földi, cserje- és fanövényfajnak ad otthont.

Ezeknek a ártérierdő élőhelytípusoknak az eredete nagymértékben változik. Bár ábrázolásuk hasonló a természetesen regeneráltakhoz, különösen a nagy komplexek gyakran csemetével és makk ültetéssel jönnek létre. A kocsányos tölgy természetes regenerálódása kihívást jelent és gyakran sikertelen. A fő tényezők a fényigény, sok gerinces faj jelenléte, elégtelen fruktifikáció, agresszív földi növényzet, vadbőngészés és anyagi szállítás az árvíz során (lásd **3.1.4 A kocsányos tölgyállványok regenerálása: természetes és közvetlen vetéssel**).

A ártéri 91F0 és *91E0 élőhelytípusok erdőgazdálkodási potenciálja hatalmas. Mint minden ártéri erdő élőhelytípusa, ez is hozzájárul a vízrendszerhez és a vízi kerékpározáshoz, és számos növény- és állatfajnak ad otthont. Ezenkívül a kocsányos tölgy és a kevert fajok, például a szilfa, a kőris és esetenként a gyertyán faanyag értékes a faiparban, ahol furnérok, deszka / táblák, bútorok és fa haberdas-hery gyártására használják (lásd **3.2.2 A keményfaállványokban található kiváló minőségű rönkök előállításának optimalizálása**).

Mivel mindhárom fent említett erdei élőhelytípus ökológiailag hasonló területeken él, mindegyikük ugyanazoktól a tényezőktől szenved, mint például a földelvezető rendszerek, a fa növénybetegségek, a nem őshonos és versenyképesebb fajok behatolása, valamint az emberi széttöredezetség és a földhasználat változásai. Úgy tűnik, hogy messze a legkárosabb tényezők a növénybetegségek, amelyek az élőhely elemi fafajainak egy részét helyi kihalásnak engedik, és a szomszédos mezőgazdasági területek lecsapolása miatt csökkentették a felszín alatti vizek táblázatát.



2.5 Erdőgazdálkodási formák az ártéri erdőkben

Bár a ártéri erdőközösségek első látásra stabilnak tűnnek az idő múlásával, különböző zavaroknak vannak kitéve, amelyek a vízfolyásokhoz való közelségük tekintetében változnak. Következésképpen a vízfolyások melletti állványok jobban ki vannak téve a vizáramlás változásainak, az árvizeknek, az erős áramlatok és az anyagszállításnak, valamint a törött és kidőlt fáknak, fa sebekben, mosott talajokban és szerves anyagokban, valamint a lefektetett magokban, a növekvő palántákban és a csemetékben. Ezzel szemben a közvetlen vízhatásoktól való távolmaradás jobban ki van téve a hosszan tartó víztelenítésnek és a rendszeres erdőgazdálkodásnak. Természetesen minden erdő alkalmanként természeti veszélyeket tapasztal (pl. erdőtüzek, erős szél és hóviharak, amelyek nagyobb területeken égett, kidőlt és kidőlt fákat eredményeznek), de a ártéri fafajok különösen alkalmazkodnak az ökológiai résekhez, amelyeket gyakran zavarok az áradások.

A folyamatosan változó környezeti feltételekhez való alkalmazkodás érdekében a fafajok és cserjék a regeneráció és a szaporodás két ellentétes mechanizmusát fejlesztették ki: az aszexuális vegetatív reprodukciót, amelyet az erdészetben koppinging és klónozásként ismernek, valamint a vetőmagból származó szexuális regenerációt. A koppinging, a vegetatív reprodukció legrégebbi ismert formája, nagyrészt úgynevezett koppikákat vagy alacsony erdőket (rövid forgási időszakok miatt kis fákat) termel, míg a második technika magas erdőket hoz létre, magas és érett fákkal, amelyeket magból szaporítanak.

A koppikák és a magas erdők a ártéri erdők két leggyakoribb standformja. Az instabil helyszínviszonyok és a kis léptékű gazdálkodási beavatkozások miatt a koppikák elterjedt állványforma a folyókövesdőkben. Leggyakoribb helyszíneik a cutbankok, szigetek, vízfolyási bankok és a legalacsonyabb teraszok. Ezeknek a helyeknek a többségét fűz- és égercserje és fafajok lakják, míg a nyár, a kőris, a szilfa és a tölgy stabilabb és szárazabb területeken fordulhat elő.

Nagyon hagyományos stand formájában a koppik erdők tipikus ártérekben is előfordulnak, távol az áramló vizektől. A változó emberi szükségletek és prioritások miatt azonban a koppifölderdők nagy területeit mintegy 200 évvel ezelőtt a természetes regeneráció és a makkültetés révén magas erdők váltották fel (2.5-1. ábra). Ennek a változásnak a főoka a faipar számára kiváló minőségű fa előállításavolt. A leggyakoribb fafajok, amelyek magas erdőket alkotnak, tölgy, szilfa, kőris, gyertyán és kapcsolódó fajok. Ezenkívül fehér fűzfa, őshonos európai fekete nyár és különböző nyár klónok is használatosak nagyszabású, magas erdei komplexumok létrehozásában.

2.5-1. ábra: Régi fénykép egy magányos törzsről egy nagy homo-

gén regenerált terület előtt Vinkovciban, Szlavóniában, Horvátországban

Az utolsó, szintén nagyon hagyományos standforma, amely szinte eltűnt a ártéri erdőkből, a középső erdő, más néven coppice szabványoknak. Ez a forma hasonló tulajdonságokkal rendelkezik, mint a fent említett két forma, mivel bizonyos számú nagy és magas fát tartalmaz, hagyományosan tölgyeket és kőrist, uralva a felső lombkorona emeletét, és egy koppika uralja az alsó emeletet. A magas fákat, amelyeket hagyományosan magból termesztenek, gyakran szabványoknak nevezik. Az alsó emeletet többször vágják és vegetatíván regenerálják, amíg a szabványok érettek. Ez a rendszer két különböző forgatási időszakot foglal magában, amelyek vázlatosan illesztik a rövidebbet az alsó emeletek közül legalább háromszor a szabványok hosszabb forgatási időszakába. A menedzsment szempontjából a szabványok betakarítása nagyon hasonlíthat az egyfa- és csoportválasztáshoz.

Mindhárom standforma fontos szerepet játszik a ártéri erdők megőrzésében. Míg a magas erdőkben rejlő lehetőségek, amelyek hozzájárulhatnak a génállomány javításához, a fás biomassa és a kiváló minőségű fatermelés meglehetősen jól ismert, a koppikával és a középső erdőkkel kapcsolatos tanulmányok még folyamatban vannak. A különböző erdei környezetekben végzett legújabb tanulmányok azt mutatják, hogy fafajok összetétele általában változatosabb, mint a magas erdőké, és jelentősen hozzájárulhatnak a fényigényes fajok megőrzéséhez. Ezenkívül a koppicing mindkét változata nagyon régi erdőgazdálkodási technika, amely az elmúlt évszázadokban jelentősen hozzájárult a társadalmi fejlődéshez Európa számos régiójában és világszerte, és kulturális örökségként meg kell őrizni őket. Végül, ellentétben a hagyományos táguló részrendszerrel („Femelschlag”), amely nagyon alkalmas nagyobb erdőterületek kezelésére, mind a koppicing formák, különösen a szabványokkal rendelkezők, nagyon kényelmesek a kis földtulajdonosok számára, mivel széles körű faválasztékot (pl. fa és tűzifa) és nem fa erdei termékeket tudnak biztosítani számukra.



2.5-1. ábra: Régi fénykép egy magányos törzsről egy nagy homogén regenerált terület előtt Vinkovciban, Szlavóniában, Horvátországban



3. JAVASLATOK AZ ÁRTÉRI ERDŐK KEZELÉSÉHEZ, FENNTARTÁSÁHOZ

3.1 Genetikai erőforrások, erdőfelújítás

3.1.1 Természetes vagy mesterséges felújítás?

Marjana Westergren, Gregor Božič, Nagy László

Bevezetés

A regeneráció az erdő életciklusának legfontosabb része. Ez egy olyan szakasz, amelyben az erdő a természetes szelekció révén alkalmazkodhat a változó környezeti feltételekhez.

Mind a természetes, mind a mesterséges regeneráció fontos szerepet játszik a parti erdők természetközeli fenntartható kezelésében. Ahol lehetséges, ösztönözni kell a természetes regenerálódást, mivel:

- a természetes szelekció már a csírázás és a korai csemetefejlődés során is hatással volt az utódra, ami fokozott alkalmazkodóképességet eredményezett,
- a fajkeverék kiválasztása autochtán fajokon alapulhat,
- alacsonyabb költségek

A parti erdőkben azonban gyakran nem lehetséges a természetes regeneráció, mert a fajok összetétele túlságosan megváltozik, a talaj növényzete (gyakran idegen növényfajokból áll) nagyon sűrű, és megakadályozhatja a megfelelő fény- és nedvességviszonyokat, a folyó dinamikája túlságosan megváltozott, a böngészés kiterjedt stb. Ilyen esetekben az oldat mesterséges regeneráció. A mesterséges regeneráció lehetővé teszi az erdő tulajdonosának, hogy manipulálja a fajok összetételét és a várható faválasztékot, hogy nagyobb pénznyereményt érjen el. A gazdagító ültetés a mesterséges regeneráció egyik formája, amelyben a természetes regeneráció mesterségesen kiegészül az ökológiai, társadalmi vagy produktív erdei funkciók javítása érdekében.

A mesterséges regenerációhoz magokat lehet vetni (pl. tölgyek) vagy palántákat, dugványokat, székletfelvételeket és gyökérszívókat (fűzfa, európai fekete nyár, fekete éger) lehet ültetni.

A mesterséges regeneráció legjobb módjaakiváló minőségű erdei szaporítóanyagokhoz való hozzáférés, amely nagyobb toleranciát mutat a biotikus és abiotikus stresszel szemben. Az ilyen anyagok előállításához a vetőmagforrások megfelelő kiválasztására, a vetőmaggyűjtésre és -feldolgozásra, a genetikai sokféleség előmozdítására és a jó óvodai feltételekre van szükség, amelyek szintén elősegítik a mycorrhizae jelenlétét. A genetikai sokféleség megőrzése szempontjából ez azt jelenti, hogy a vetőmagot egyenlő mennyiségben kell összegyűjteni elegendő számú független felnőtt fából, általában legalább 25, lehetőleg 50-ből. Ezeket a fákat a jelenlegi vagy lehetséges jövőbeli környezeti feltételekhez kell igazítani. A minősített és tesztelt erdészeti szaporítóanyagok használata általában a legmagasabb genetikai minőségű lesz, és a legnagyobb értéket adja az erdészetnek.

Mind a természetes, mind a mesterséges erdők regenerálása fontos a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum partierdőiben. A REFOCuS projekt szakértői értékelése szerint Szerbiában (64%) és Horvátországban (80%) a természetes regeneráció dominál, míg Magyarországon, Szlovéniában és Ausztriában a bioszféra rezervátum teljes erdőregenerációjának 80, 75, illetve 60%-a mesterséges regeneráció érvényesül. Ezeket a számokat erősen meghatározzák az uralkodó erdőtípusok és a megfelelő regenerációs technikák. A természetes regeneráció a tölgyekkel és fűzfákkal működik a legjobban, de alacsonyabb sikerhez vezet más parti fafajoknál.



3.1.1-1. ábra: A szlovéniai Mura folyó mentén található puhafa erdők regenerálása; a) Természetes regeneráció; b) A fehér fűzfa mesterséges regenerálásának eredménye egy alluviális helyen

A parti erdők regenerálására vonatkozó irányadó elvek

Mind a természetes regenerációnak, mind a mesterséges regenerációnak olyan elveket kell követnie, amelyek a parti erdők természetes folyamatainak alapulnak, és figyelembe veszik a fafajok biológiáját és ökológiáját. Ezek az elvek a következők:

- A fajok és az eredet kiválasztásának a helyszín körülményein kell alapulnia. Ez biztosítja olyan fajok és származási fajok használatát, amelyek jól alkalmazkodnak az adott helyszínel-
tőtelekhez, és ezért ellenállnak a biotikus és abiotikus károsodásnak, miközben magas növekedési ütemet érnek el.
- Az őshonos fajokról és eredetéről feltételezik, hogy jobban alkalmazkodnak a helyi helyszín körülményeihez. Mivel egy adott régió más növény- és állatfajaival együtt fejlődtek, ez a régió jelenti számukra a legjobb élőhelyet. Ezt a nézetet a környezeti változások megkérdőjelezzik, és néha helyénvalóbb lehet a szomszédos régiókból származó erdészeti szaporítóanyag beszerzésére (lásd **3.1.2 Azerdők megfelelőerdészeti szaporítóanyag kiválasztásával történő megfelelő adaptációja**).
- A nem őshonos fajokot csak akkor szabad ültetni, ha nem invazívak, és olyan helyzetekben, amikor ez gazdasági szükség-szerűség, vagy biztosításként, ha minden őshonos faj meghibásodik. A jogszabályok által előírt ültetési korlátozásokat be kell tartani. Mindenesetre a nem őshonos fajoknak az erdő kisebb részét kell képezniük.
- A nem őshonos fajok bevezetése megzavarhatja az élőhelyen belüli szimbiózist, és a fajok sokféleségének csökkenéséhez vezet. Ha a nem őshonos fajok jelenléte káros hatással van, eltávolításukra szükség lehet a természetes vagy mesterséges regenerálódás előtt vagy alatt.
- A ritka és veszélyeztetett fajok és eredetek védelmét be kell építeni a regenerálási tevékenységekbe azért, hogy elsőbbséget biztosítsanak számukra a fajkeverékekben.
- A vadpopuláció sűrűségének egyensúlyban kell lennie a helyszínel teherbíró képességével.

Természetes regeneráció

Ha lehetséges, előnyben kell részesíteni a természetes regenerációt. Ahhoz, hogy a természetes regeneráció sikeres legyen és elősegítse a genetikai sokféleség megőrzését, legalább 50, egy célfaj egészséges regeneráló fájának kell lennie egy állványon, legalább 30 m távolságra egymástól, hogy elkerüljék a rokonságot. Ugyanakkor a földi növényzet nem lehet túl sűrű. A sikeres csemete felvétel után a felnőtt fákat egy állványon úgy kell vágni, hogy megfelelő fény- és nedvességfeltételek legyenek a célfajok palántáinak fejlődéséhez.

A természetes regeneráció a legjobban tölgyekkel és fűzfákkal, és bizonyos mértékig nyárral működik. A nyár sikeres természetes regenerálása megköveteli a csapadékesemények szerencsés időzítését,

a tápanyagban gazdag talajvíz rendelkezésre állását és a megfelelő áramlási dinamika által biztosított megfelelő felület jelenlétét. Az oxigénhiányos vízhiányos területek nem alkalmasak. Az európai fekete nyár természetes regenerálódása azonban nem őshonos nyárral rendelkező hibridekből állhat. Ezért Magyarországon nem használják a fekete nyár természetes regenerálódását.

Ha a természetes regeneráció sikere alacsony, a természetes regeneráció dúsító ültetéssel egészülhet ki, vagy mesterséges regenerációt kell végezni.

Lombkorona nyitás

A természetes regeneráció ösztönzése érdekében a lombkorona megnyitása serkenti a felnőtt fákat, hogy magokat termeljenek, és megfelelő fényt biztosít a földön. A lombkorona túl sok megnyitása azonban sűrű lágyszárú réteget eredményezhet, amely megakadályozza a természetes regeneráció felvételét. Különböző fényviszonyok teremthetők, hogy lehetővé tegyék a megfelelő feltételeket a különböző fajok számára.

Talaj előkészítése

A fekete nyár és fűzfa esetében a talaj zavara a homokos alapkőzeten szükséges a természetes regeneráció létrehozásához a vetőmagkészlet előtt, azaz tavasszal, amikor a természetes geomorfológiai folyamatok még nem hoztak létre megfelelő élőhelyet. Más fafajok esetében előfordulhat, hogy a cserje vagy lágyszárú réteget nyár végén kell vágni vagy kaszálni a vetőmag beállítása előtt. Néha a talajt meg kell művelni, hogy megkönnyítsük a vetőmag csírázását.

Böngészési vezérlő

A sikeres regeneráció, különösen a magas őz- és vaddisznópopulációval rendelkező területeken, a böngészési ellenőrzéstől függ. A regeneráló területeket be kell keríteni, a kerítést legalább 30 cm mélyen a földbe kell állítani, hogy megakadályozzák az állatok általi eltávolítását.



3.1.1-2. ábra: Keményfafajok természetes regenerálódása

Mesterséges regeneráció

A mesterséges regenerációt olyan helyzetekben alkalmazzák, amikor a természetes regeneráció nem lehetséges vagy elegendő. Ezek közé tartozik, de nem kizárólagosan: a fajok összetételének megváltoztatásának szükségessége, a sűrű talaj növényzete miatti megfelelő fényviszonyok hiánya (gyakran nem őshonos növényfajokból áll), az ártérben lévő leeresztett víztábla, amely megakadályozza a természetes regenerálódást, vagy amikor bizonyos ökoszisztéma-szolgáltatásokat figyelembe kell venni. A mesterséges regenerációt ezért elsősorban a régi partierdő-állványok regenerálására, a betegségek, kártevők vagy szélvédők által megzavart állványok helyreállítására, új parti erdők létrehozására használják a csupasz területeken (ültetvények átalakítása, erdősítés), valamint a genetikai sokféleség biztosítására és a reziliens erdőkhöz vezető természetes folyamatok támogatására.

Talaj előkészítése

Az ültetés vagy a vetés előtt a favágásból származó legtöbb fás maradékot, például tuskókat vagy ágakat el kell távolítani. Néhány fás maradékot a biológiai sokféleség védelme érdekében kell hagyni, mivel számos állatnak és gombának biztosítanak élőhelyet (lásd **3.2.6 A holtfarészek integrálása a rendszeres gazdálkodásba**). Ha gyomok, például *Rubus* pp., cserjék vagy nem őshonos növények vannak jelen, akkor azokat a vetés vagy ültetés előtt is el kell távolítani (3.1.1-4. ábra).

Érzékeny talajokon és érzékeny élőhelyeken, például mocsaras vagy mocsári területeken, tussock formációkban, kis folyógyyakban stb. kerülni kell a nehézgépek használatát, mivel talajkárosodást és tömörítést okoz.

Az erdei szaporítóanyagok kiválasztása

Az erdészeti szaporítóanyagoknak négy kategóriája van: forrás által azonosított, kiválasztott, minősített és tesztelt. A mesterségesen generált állvány jellemzőinek genetikai minősége és ellenőrzése a forrásról a vizsgált kategóriára nő. A minősített és tesztelt erdészeti szaporítóanyagok általában vetőmagültetvényekből, családok szüleiéből, klónokból vagy klónkeverékekből származnak, míg a forrás által azonosított szaporítóanyagok vetőmagforrásokból vagy állványokból származhatnak, és a kiválasztott szaporítóanyagok olyan erdei állványokból származnak, amelyek számos fontos tulajdonosságban látható fölényt mutatnak.

Ahol lehetséges, képzett vagy tesztelt erdészeti szaporítóanyagot kell használni. Ha ez nem lehetséges, a kiválasztott anyag előnyösebb, mint a forrás által azonosított anyag. A minősített és tesztelt erdészeti szaporítóanyagok azonban gyakran intenzív tenyésztési

tevékenységek eredményei, amelyeket általában a genetikai sokféleség csökkenése kísér.

Tiszteletben kell tartani a felhasználandó erdészeti szaporítóanyag eredetére vonatkozó nemzeti jogszabályokat.

Fajválasztás

A különböző fajokat az élőhelytől függően a parti erdők mesterséges regenerálására ajánljuk. 1) A riverine fűzfa cserje úttörő növényzet, amely kifejezetten a folyópartokon fejlődik ki; a folyókhoz kapcsolódik, és gyakran keskeny övet képez a folyómeder és a puhafa erdők között. Itt is vannak fűzfa sárccserjék, amelyek általában felszíni vízelvezetést és régi oxbow tavakat foglalnak el. 2) Puhafa ripár erdők nőnek az alsó részén árterek, ezek a higrofil, fűzfa és nyár uralta erdők még mindig kap rendszeres áradások. 3) Keményfa ripár erdők fordulnak elő a magasabb részein tényleges vagy korábbi árterek alföldön, széles völgyek colline régiók, és a lábánál. 4) Az átmeneti erdők közé tartoznak az erősen átalakult, mesterséges erdők vagy intenzíven kezelt ültetvények.

3.1.1-1. táblázat: A parti erdőkben mesterséges regenerálódásra ajánlott fajok, élőhelytől függően.

Faj	Fűzfa cserjék	Puhafa erdők	Keményfa erdők	Átmenet
Ország <i>Acer</i>			X	X
<i>Acer pseudoplatanus</i>			X	X
<i>Alnus glutinosa</i>		X	X	X
<i>Alnus incana</i>		X	X	X
<i>Carpinus betulus</i>			X	X
<i>Fraxinus angustifolia</i>			X	X
<i>Fraxinus excelsior</i>			X	X
<i>Juglans nigra</i>				X
<i>Malus sylvestris</i>			X	X
<i>Prunus avium</i>		X	X	X
<i>Prunus talp</i>		X	X	X
<i>Populus alba</i>		X	X	X
<i>Populus hibridek</i>				X
<i>Populus nigra</i>	X	X	X	X
<i>Populus x canescens</i>		X		X
<i>Pyrus pyroter</i>			X	X
<i>Quercus robur</i>			X	X
<i>Salix alba</i>	X	X		X
<i>Salix fragilis</i>	X	X		X
egyéb <i>Salix</i> spp.*	X			
<i>Tilia cordata</i>			X	X
<i>Ulmus glabra</i>			X	X
<i>Ulmus laevis</i>			X	X
<i>Ulmus minor</i>			X	X

*beleértve *S. cinerea*, *S. elaeagnos*, *S. purpurea*, *S. triandra*, *S. viminalis*, *S. daphnoides*, *S. fragilis*, *S. pentandra*

Ha a jogszabály indokolja és engedélyezi a nem őshonos fajok használatát, nem őshonos *Populus* sp. és hibridjeik, valamint a *Juglans nigra* alkalmazható. Minden döntést gondosan kell meghozni, jól megtervezettnek és az intézkedéseket nyomom kell követni. A *Robinia pseudoacacia* és a *Quercus rubra*, a partierdőkben gyakori két faj néha versenyképesebb, mint az őshonos fajok, és ellenőrizetlen elterjedésük a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezethet. Bár a fekete sáska és a fekete dió fontos nem őshonos fajok, amelyek számos előnnyel járnak az erdőtulajdonos és más érdekelt felek, például a méhészek számára, a további invázió megelőzése érdekében el kell kerülni az erdőterületek és a veszélyeztetett élőhelyek közelében lévő intenzív ültetvényeket.

A nem őshonos fajok parti erdőbe ültetése csak akkor lehetséges, ha azt a vonatkozó erdészeti és természetvédelmi jogszabályok megengedik.

Vetés és ültetés

A parti erdőben a nagyobb nyílt területeken való vetés vagy ültetés jobb sikerrel jár. Az 1 ha favours-nál kisebb ültetési terület mérete-invazív talajtakaró növényzet létrehozása. Egyes országokban azonban a jelenlegi jogszabályok határozzák meg a nyitott ültetési terület legnagyobb méretét (ami gyakran túl kicsi az optimális sikerhez).

Az ültetést október és március között kell elvégezni, amikor a palánták teljesen szunnyadnak, és a legjobban tolerálják az emelés, kezelés, tárolás, szállítás és maga az ültetés által okozott stresszt.

A 3-2 m-es ültetett palánták közötti távolságtól függően 1100 és 2500 palánta szükséges az 1 ha ültetési területre.

A legtöbb partifafaj esetében a legjobb csemeteállomány típusa 1 + 2, amikor a palánták három évesek. A tölgy esetében a kis lyukakba ültetett palántáknak 1,0-1,3 m magasnak kell lenniük. A fekete nyár és fűzfa palántáknak 2,0 és 4,0 m magasnak kell lenniük, és 0,8-1,0 m mély lyukakba kell ültetni.

Néha a tölgyfavesítés előnyben részesíthető az ültetéssel szemben, mivel a hasonló eredmények eléréséhez kevésbé szükséges labour, ha a vadon élő állatok, különösen a vaddisznók kizárhatók a regenerációs területéről, például kerítéssel. Sík terepen a makk tavaszi vetése egy speciális géppel, amely megdönti a talajt és egyidejűleg makkot vet (lásd 3.1.4 **A kocsányos tölgyállványok regenerálása: természetes és közvetlen vetés**). Dombos terepen a kézi talajművelés után két-négy makk tavaszi vetése kis lyukakban sikeresnek bizonyult.

Ápolás

A palánták és csemeték kézi inyezése (a gyomok eltávolítása a növény körül) termesztési időszakonként legalább egyszer szükséges;

több beavatkozásra van szükség, ha a talaj növényzete agresszív. A csemete túlélése azonban minden további tendínggel növekszik. Termesztési időszakonként 2-4 íny optimális.

Legalább addig kell elvégezni a vizsgálatokat, amíg a csemete magasabb, mint a környező gyomok. A nyár esetében a tendínget évente egyszer kell elvégezni, két-négy évig, miután a palánták magasabbak, mint a talaj növényzete, hogy megszüntessék a víz és a tápanyagok versenyt, és felgyorsítsák korai növekedésüket.

Vadkárelhárítás

A nagy területek kerítése a palánták és a fiatal fák védelme érdekében a legjobban a böngészés ellen működik. A regeneráló területet be kell keríteni, a kerítést legalább 30 cm mélyen a földbe kell állítani, hogy megakadályozzák az állatok általi eltávolítását. A palánták egyéni védelme is használható (lásd **3.2.4 Hogyan kezeljük a vadot és védjük meg az erdőket a károsodástól**).



3.1.1-3. ábra: Mesterséges regeneráció Szlovéniában; a) A kocsányos tölgy palánták növekedése az első természeti időszakban; b) A fekete éger ültetett palántáinak felszabadításához gondoskodó munkára van szükség; c) Az európai fekete nyár egyéni védelme közvetlenül az ültetés után szükséges intézkedés a palánták böngészés elleni védelméhez

Sarjztatás, sarjerdők

A coppice gyakran megtalálható a parti erdőkben, és jól működik nyárral, fűzvel, tölgyfával, kőrisval és égerrel. A Coppice a fák kivágására utáni gyors újránövekedésen alapul, lehetővé téve a tuskók regenerálódását néhány évig.

A Coppice vegetatíván megfiatalítja a csonkcsírákat (széklet hajtások) és a gyökércsírákat (gyökércsívók). Az erőteljes újránövekedés támogatásához elegendő fénynek kell behatolnia a földre. Ezért a koppika kellően nagy részét, azaz 0,1–0,2 ha-t egyidejűleg le kell vágni. A fákat azonban nem lehet rotáció után folyamatosan rotáció után rotációban, mivel néhány forgatás után hajlamosak elveszíteni a vigour-t, abbahagyni a csírázást és végül meghalnak. Két, néha három forgás elfogadható tölgy, kőris és éger számára. A nyárfákat és a fűzfákat, különösen a szegény helyeken, gyakran több rotációra koppiced. Ezért időnként engedélyezni kell a szexuális regenerációt.

óból eredő palánták beáramlását. Mind a természetes regeneráció, mind az ültetés felhasználható a koppikerdő egyes részeinek megfiatalítására, feltéve, hogy a fent leírt megfontolásokat figyelembe veszik.

A koppicing hasznos eszköz lehet *az in situ* védelmi intézkedésekhez, vagy ha a cél a gazdálkodási intenzitás csökkentése, általában a biológiai sokféleség megőrzéséhez.



3.1.1-4. ábra: Agresszív vadszőlék-túlszaporodás a Dráva folyó lombkorona-résében

Összefoglaló

A regeneráció lehetővé teszi az erdő számára, hogy alkalmazkodjon a változó környezeti feltételekhez. Mind a természetes, mind a mesterséges regeneráció fontos szerepet játszik a természetközeli fenntartható erdőgazdálkodásban a parti erdőkben. Előnyben kell részesíteni az előbbit, mivel lehetővé teszi a természetes szelekción keresztüli alkalmazkodást, és kevésbé költséges. Ez azonban gyakran nem lehetséges beteg és zavart erdőkben és megfelelő vetőmagforrások hiányában. Ezután mesterséges regenerációt alkalmaznak, amelyen keresztül a változó körülményekhez való alkalmazkodás is lehetséges. A mesterséges regeneráció döntő lépése a fafajok és az eredet kiválasztása, különös tekintettel a jövőbeli éghajlatra. A parti erdőkben a természetes regeneráció gyakran emberi beavatkozást igényel a fény mennyiségének szabályozásával, a talaj előkészítésével, a palánták gondozásával és az állatokkal szembeni védelemmel. Hasonló ellátásra van szükség a mesterséges regenerációhoz.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Silvija Krajter Ostoićnak, Markus Sallmannshofernek és Marko Kovačnak az e fejezettel kapcsolatos meglátásaikat.



3.1.2 A megfelelő szaporítóanyag kiválasztásának szerepe az alkalmazkodóképesség fenntartásában

Markus Sallmannshofer, Silvio Schüller

A nemzeti vetőmag-átvitalási és származási régiók korlátozása

Az európai és dunai erdei ökoszisztémák jelenlétét és kiterjedését, valamint a fajok elterjedési tartományát nem korlátozzák az országhatárok. Ezenkívül a fajok helyi adaptációja topográfiai struktúrákat (pl. hegyvonulatokat) és éghajlati övezeteket követ, nem pedig nemzeti vagy regionális határokat. Az erdészeti szaporítóanyagok (vetőmag, palánták, dugványok stb.) hasznosítására és megőrzésére vonatkozó szabályokat azonban főként országos, egyes esetekben regionális szinten is kidolgozták.

Nemzeti szinten a parti erdők gyakran csak egy kis részét teszik ki egy ország erdei ökoszisztémájának. Ez az alulreprezentáltság súlyos hiányosságot okoz a parti erdőkhöz jól alkalmazkodó megfelelő ültetési anyagban, amikor csak nemzeti erdészeti szaporítóanyag használható fel. A parti erdők transznacionális összeköttetésének mérlegelése nélkül az erdészeti szaporítóanyagok a jogszabályokkal összhangban szabályozhatók, de helytelenül a parti erdők ökológiai körülményeihez rendelhetők. Például az ugyanazon nemzeti származási régió nem parti erdőből álló erdészeti szaporítóanyagok rosszul elkeseredhetnek és általában alkalmatlanok lehetnek a partierdőbe ültetésre, ami alacsonyabb erdőstabilitást, magasabb kártevőfertőzési arányt és alacsonyabb erdőrezilienciát eredményez.

Az éghajlatváltozás által vezérelt abiotikus stresszorok

Az éghajlatváltozás várhatóan minden erdő környezeti feltételeinek megváltozására vezet, beleértve a partiakat is. Az éghajlatváltozás nemcsak a hőmérséklet emelkedését foglalja magában, hanem a csapadékminták gyakoriságának és szezonális eloszlásának változásait, valamint az éghajlati szélsőséges események, például viharok, aszályok és árvizek növekvő gyakoriságát és nagyságrendjét. Dél-Európában az aszályok gyakorisága növekszik, különösen tavasszal és nyáron, míg Dél- és Kelet-Európában az árvizek várhatóan csökkenni fognak. Az éghajlatváltozás következtében az erdei fajok elterjedési tartományai változnak - az élőhelyük alkalmasságának változásait követően.

Az éghajlatváltozás következményei és kölcsönhatásai a biotikus stresszorokkal

A biotikus zavarok várhatóan növekedni fognak a kártevők és kórokozók, valamint fagazdafajok változó eloszlási tartományával. Pél-

dául a melegebb téli hőmérsékletek pozitívan megváltoztathatják a kártevők és betegségek túlélési arányát, és potenciális tartománybővítést eredményezhetnek, míg a gazdaok érzékenysége növekedhet. Emellett a kártevők és betegségek esetében várhatóan magasabb lesz az alkalmazkodás képessége, mint a gazdafajok esetében a gyorsabb termelési forgalom miatt. A kártevőkhöz és betegségekhez hasonlóan a nem őshonos növények eloszlása is növekedhet, ami nagyobb versenynyomást eredményez az őshonos növényközösségek számára.

Alkalmazkodási késések és támogatott migráció

Más szervezetekhez képest a fák életciklusa hosszú. Így az erdőfák adaptív kapacitása és migrációs képessége kisebb, mint az éghajlatváltozás sebessége, amely megzavarja az éghajlat és a helyi alkalmazkodás közötti kapcsolatot. Ez megkérdőjelezi a „helyi a legjobb” paradigmát. Az úgynevezett „alkalmazkodási késés” várhatóan sok erdei fa esetében fordul elő. A gyorsan változó környezeti feltételek miatti alkalmazkodási késedelem várhatóan az erdei ökoszisztémák súlyos működési zavarához vezet.

Az erdészeti szaporítóanyagok mesterséges átvitelét a megfelelő helyekről az erdészeti és természetvédelmi tudósok világszerte javasolták az alkalmazkodási folyamatok felgyorsítása és az alkalmazkodási késleltetés csökkentése érdekében. Nem csak a túlélési arány növelhető, hanem a növekedés és az ellenállás teljesítménynövekedésének esélye is van. Ezért az erdőgazdálkodók azzal a kihívással szembesülnek, hogy jól adaptált ültetési anyagokat találjanak a jövőbeli erdők újraerdősítéséhez.

Iránymutatás a REFOCuS vetőmagátadási zónák és a változó éghajlatú fajeloszlási modellek használatáról

A parti erdők újraerdősítési tervezésének támogatására fajeloszlási modelleket és vetőmagátadási zónákat dolgoztak ki a REFOCuS projekt országai számára (<http://www.interreg-danube.eu/refocus/outputs>). A folyamatban lévő éghajlatváltozással ezek a zónák dinamikusan megváltoztatják térbeli kiterjedésüket is. A kifejlesztett eszköz lehetővé teszi az erdő- és természetvédelmi vezetők számára, hogy kiválasszák az adott terület jövőbeli éghajlati viszonyainak megfelelő erdészeti szaporítóanyagokat.

Az eredmények az Ausztriában, Horvátországban, Magyarországon, Szerbiában és Szlovéniában, valamint a szomszédos országok egyes részein jelen lévő hét partifaj országhatárokat át nem jelentett térségeiként szolgálnak. A nagy felbontású térképekre mutató leírások és hivatkozások a függelékben találhatóak. Az ültetendő erdészeti szaporítóanyagok azonosításához három lépésben kétféle térképet kell használni:

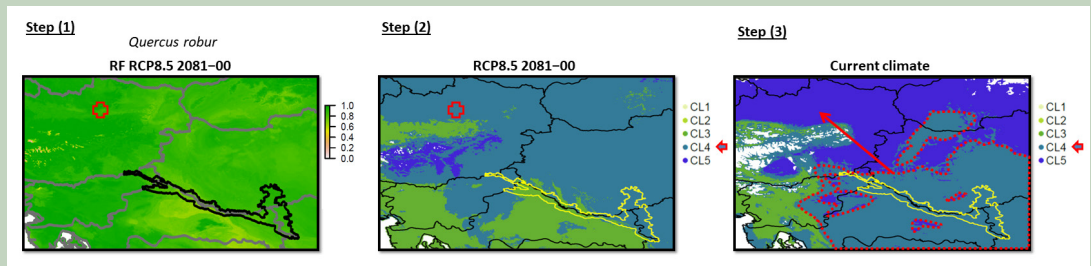
3. JAVASLATOK AZ ÁRTÉRI ERDŐK KEZELÉSÉHEZ, FENNTARTÁSÁHOZ

1. Ellenőrizni kell az éghajlati viszonyok jövőbeli alkalmasságát az ültetési helyszínen.
2. Ha a jövőben a feltételek elfogadhatók a szóban forgó fajok számára egy tervezett ültetési helyen, ki kell választani a jövőbeli körülményeknek megfelelő származást. Ennek az eredetnek a megtalálásához meg kell határozni egy olyan vetőmagátadási zónát, amely valószínűleg a jövőben megjelenik egy ültetési helyen.
3. Ezt követően a vetőmag-átviteli zónának a jövőben az ültetési helyszínen megjelenő térképét a jelenlegi éghajlat alatt kell elhelyezni. A vetőmagátadási zóna a jelenlegi éghajlat alatt olyan területet képvisel, ahol az ültetéshez szükséges erdészeti szaporítóanyagot kell beszerezni.

Mind a szélsőséges (RCP 8.5), mind a mérsékelt éghajlatváltozási forgatókönyv (RCP 4.5) térképkészletei rendelkezésre állnak.

A példa

Egy nyugat-alsó-ausztriai vállalkozás erdőgazdálkodása (vöröskereszt a térképen, ábra. 3.1.2-1) fő fajtáinak éghajlatváltozás által vezérelt következményeivel néz szembe. Ezért *Quercus robur*-t akarnak ültetni. Először is ellenőrzik a helyszínt - a Vöröskereszt - alkalmasságát a *Q. robur* számára a jövőbeli éghajlati viszonyok között, mind az RCP 4.5, mind a 8.5-tel. A *Q. robur* előfordulásának valószínűsége a helyszínen 0,8-1,0 mindkét forgatókönyv esetében, és a menedzsment úgy dönt, hogy *Q. robur*-t ültet (1. lépés). Most ki kell választaniuk a származást. A választott származást hozzá kell igazítani az éghajlati viszonyokhoz, amelyek valószínűleg megjelennek a jövőben. Ezért ellenőrzik, hogy melyik vetőmagátadási zóna lesz jelen a vállalkozás telephelyén 2100 körül. Látják, hogy ez lesz a „CL4” vetőmagátadási zóna (2. lépés). Végül az azonos éghajlati viszonyok között jelenleg (azaz „CL4”) jelenleg növesztő eredetű erdészeti szaporítóanyagot választják ki az átadásra (3. lépés).



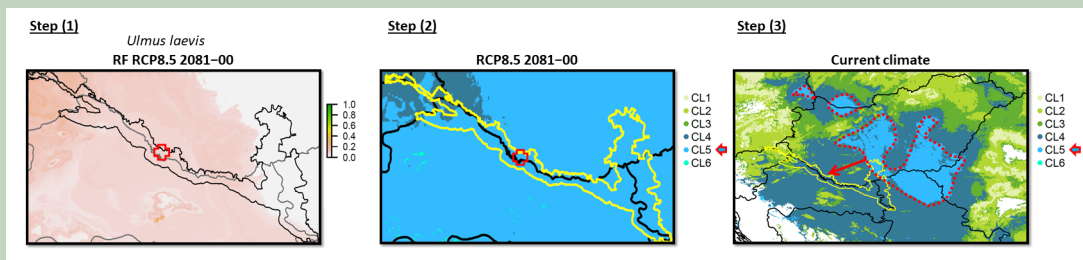
Ábra: 3.1.2-1: Erdei szaporítóanyagok átadása a modellezett REFOCuS vetőmagátadási zónák szerint

B példa

Egy erdészeti vállalkozás célja a horvát-magyar határon található Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum jelenlegi növényzetének megőrzése és helyreállítása (vöröskereszt a térképen, 3.1.2-2. ábra). Az *Ulmus laevis* az érdeklődésre számot tartó faj. A jelenlegi éghajlati viszonyok kiválóak, és az *U. laevis* előfordulásának valószínűsége 0,8-1,0 (az alábbiakban nem látható). Azonban az éghajlati viszonyok a jövőben mind az RCP 4.5 és 8,5 előrejelzése szerint a helyszín kevésbé alkalmas lesz az *U. laevis* számára. Az RCP 8,5 szerinti várható előfordulási valószínűség 0,2 alatt van (1. lépés). Mindazonáltal természetvédelmi célokra a vezetők úgy döntenek, hogy az *U. laevis*-t ültetik, és mindkettőre számítanak:

- a fajok azon természetes képessége, hogy alkalmazkodjanak a jövőbeli körülményekhez, és
- a jövőben valószínűleg megjelenő éghajlati viszonyok eredetének kiválasztása.

Ezért ellenőrzik, hogy melyik vetőmagátadási zóna lesz jelen a helyszínen 2100 körül. Látják, hogy ez lesz a „CL5” vetőmagátadási zóna (2.lépés). Végül olyan eredetű erdészeti szaporítóanyag, amely már ma is ugyanazokat az éghajlati viszonyokat mutatja, így a jelenlegi „CL5” zónát választják át (3. lépés).



Slika 3.1.2-2: Primjer prijenosa prema modeliranim zonama prijenosa sjemena razvijenim u sklopu projekta REFOCuS

Korlátozások

A térképek egy naprakész eszköz a szakemberek támogatására. Mindazonáltal a térképek használatakor figyelembe kell venni néhány korlátozást:

- A modellek csak éghajlati változókat tartalmaznak. Az erdőgazdálkodóknak más biotikus és abiotikus tényezőket is figyelembe kell venniük a helyi körülmények (pl. talajvízellátás és -szint, talaj, viharok, kártevők és betegségek stb.) ismerete alapján.
- A fajok azon képességét, hogy alkalmazkodjanak a változó éghajlati viszonyokhoz, nehéz számszerűsíteni a fajok és az egyes populációk. Ezért az alkalmazkodási lemaradás mértékét nem lehet pontosan számszerűsíteni. Az erdészeti szaporítóanyagok gondos átadása azonban a feltételezett negatív hatásokat is figyelembe véve (pl. a fagyérzékenység növelése) egyes fajok esetében a legjobb megoldás az alkalmazkodási lemaradás leküzdésére.

3. JAVASLATOK AZ ÁRTÉRI ERDŐK KEZELÉSÉHEZ, FENNTARTÁSÁHOZ

- Az éghajlatváltozási forgatókönyvek magukban foglalják a bizonytalanságokat is, amelyek az ezeken alapuló előrejelzéseket is bizonytalanná teszik.
- Előfordulhat, hogy az interpolált és leskálázott éghajlati adatok nem felelnek meg az átviendő (mikro)érdeklődési vagy származási helyi körülményeinek.
- A jelenlegi fa előfordulásokat, a modellek képzési alapját erősen befolyásolták az emberek.



3.1.3 Génmegőrzés

Gregor Božič, Marjana Westergren, Marko Kovač

A hosszú életű erdei fáknek életük során ellen kell állniuk a különböző abiotikumoknak (pl. éghajlatnak) és biotikus stresszoroknak. A szakmai erdészeti irányító erdészeti etika lényege ezért a fenntartható erdőgazdálkodás kell, hogy legyen, amely figyelembe veszi a genetikai fenntarthatóság elvét. Csak így biztosítható az erdő minden jelenlegi előnye a jövőre nézve. Az erdei fafajok különböző ökológiai körülmények között nőnek, amelyekhez természetes (és néha mesterséges) szelekcióval alkalmazkodtak. Az erdei fafajok átlagosan nagy genetikai sokféleséggel rendelkeznek a populációkon belül. Ez a populációkon belüli magas genetikai sokféleség ellenállóbbá teszi az erdőállványokat a különböző abiotikus és biotikus stresszerekkel szemben, mivel a fák közötti genetikai különbségek lehetővé teszik egyesek számára, hogy túléljenek és szaporodjanak, még akkor is, ha mások nem, lehetővé téve az új környezetekhez való folyamatos alkalmazkodást az evolúciós változások révén.

A fák genetikai sokféleségét nem könnyű megfigyelni és számszerűsíteni. Általában megfigyeljük és tanulmányozzuk:

- fenológiai sokféleség,
- növekedési különbségek,
- törzsforma,
- a biotikus és abiotikus káros hatásokkal szembeni rezisztencia mértéke, és
- allél polimorfizmus (molekuláris markerek) a populációkon belül és azok között.

Az erdők genetikai sokféleségének megőrzése és fenntartható használata szükséges feladat, de nem könnyű. A múltban (és a világ nagy részén még ma is), egy erdő, az ökoszisztéma-szolgáltatások, amelyeket nyújt, és genetikai erőforrásainak a gyakorlatban kevés értéke van. Globálisan az erdő genetikai erőforrásait fenyegető fő veszélyek a következők:

- ipari erdészet keskeny genetikai alapokkal rendelkező anyagok felhasználásával,
- az erdőirtás, a szétfűrészesítés, az urbanizáció és a tűz miatti élőhelyvesztés,
- az őshonos erdők változásai nem őshonos fafajokültetvényeivel,
- az erdészeti szaporítóanyagok nem megfelelő és ellenőrizetlen felhasználása,
- a helyi fajok és az autochtán populációk elvesztése,
- invazív fajok, és
- klímaváltozás.



3.1.3-1. ábra: Európai black poplar (*Populus nigra*) in situ génmegőrzési egység és vetőmagállvány Horvátországban

Az éghajlatváltozás gyors üteme és helyi léptékű kiszámíthatatlan mintái azonban elővigyázatosságból megkövetelik a genetikai sokféleség megőrzését, beleértve az erdők adaptív potenciálját is. Ezek a kérdések az erdőtudomány, a politika és a gyakorlat egyik legfontosabb feladatává válnak.

Az erdő regenerálódása kulcsfontosságú fázisa a genetikai információk átadásának a régi állványról az újra. A természetes regeneráció ellenére azonban az erdők genetikai erőforrásai veszélybe kerülhetnek, az alkalmazott szilviculturális gyakorlatoktól és a géneiket a következő generációnak továbbító fák számától függően. Néha mesterséges regenerációra van szükség ahhoz, hogy új genetikai variánsokkal gazdagítsuk az állványt. Az ültetés eredetének kiválasztásakor prioritásként kell kezelni a genetikai sokféleség és stabilitás megőrzését. A fejlett tenyésztési programokból származó erdészeti szaporítóanyagok jobb növekedési jellemzőkkel rendelkeznek, de gyakran alacsonyabbak a genetikai változékonyság. Másrészt a genetikai változékonyság általában növekszik a vetőmagültvényekben, ahol a fák közötti keresztporozás és gének cseréje ösztönzi. Egy feltörekvő terület szaporodik az olyan betegségekkel szembeni ellenállásra, mint a kőris visszahalása. Szükség van a meglévő genetikai sokféleség tározóra, hogy új genetikai variánsokkal gazdagítsa a tenyésztési programokat, amint új stresszorok jelennek meg.

A genetikai erőforrásokat statikus és dinamikus megőrzéssel, *ex situ* vagy *in situ* konzerválhatja. Egyetértés van abban, hogy az úgynevezett génmegőrzési egységek *dinamikus in situ* megőrzése a legalkalmasabb a fapopulációk evolúciós folyamatainak fenntartására, és így az erdei fák adaptív potenciáljára. A génmegőrzési egységek olyan erdőállványok, amelyek alkalmazkodtak bizonyos környezeti feltételekhez, vagy különböző jellemzőkkel rendelkeznek. Jellemzően többszöri használatra kezelt erdőkben, védett területeken vagy vetőmagállványokban található (3.1.3-1. ábra). Irányításuk célja, hogy fenntartsa és növelje ezeknek a fapopulációknak a hosszú távú evolúciós potenciálját. Általában természetesen regenerá-



3.1.3-2. ábra: A szlovéniai Mura folyóból kiválasztott régi európai fekete nyárfák *ex situ* kolostori gyűjteménye

lódnak, és alkalmanként ugyanazon állványon vagy annak közelében, azaz ugyanabban a populációban gyűjtött erdei szaporítóanyagokkal is.

A statikus *ex situ* megőrzés főként erdőkön kívül létrehozott gyűjteményekből és élő archívumokból áll, pl. klóngyűjteményekből, vetőmagültetvényekből, eredet- és utódvizsgálatokból. Az ilyen gyűjteményeket és archívumokat gyakran oly módon jelölik és elkerítik, hogy illetéktelen hozzáférés nem lehetséges (3.1.3-2. ábra).

A vetőmagállványok körvonalainak és az erdészeti szaporítóanyagok előállításának nemcsak gazdasági érdekeket kell követnie (pl. a fa minőségének javítása), hanem a genetikai sokféleség fenntartását és az erdei faállványok ellenálló képességének javítását is. Így elegendő szaporodó fának (domináns és társdomináns fának, amelyek egymást virágozzák és beporozzák) elegendő távolságra kell jelen lennie a vetőmagállványokban ahhoz, hogy elkerüljék a családi struktúrákat és így a beltenyésztést. A megfelelő genetikai változékonyság biztosítása érdekében elegendő fáról elegendő fáról kell erdészeti szaporítóanyagot gyűjteni. Az erdei szaporítóanyagok eredete is szerepet játszik. A helyi erdészeti szaporítóanyagok használatát még mindig kívánatosnak tartják, de lásd még **3.1.2 Az erdők alkalmazkodásának támogatása a megfelelő erdészeti szaporítóanyag kiválasztásával.**

Gyakorlati intézkedések a parti erdők erdei genetikai erőforrásainak megőrzésére

Az ártéri erdők fejlődését a víz modulálja. A patakok közvetlen közelében az erdők ki vannak téve a pulzáló vízáramlás napi ingadozásának, az anyag állandó mozgásának és a hosszan tartó árvizeknek. Ezzel szemben a vízfolyástól távolabb eső erdők kevésbé zavarának; az árvizek és az anyagmozgás szezonálisak, és a felszín alatti vizeknek itt sokkal nagyobb befolyása van. A vízfolyástól való távolságtól függően a fák különböző stratégiákat dolgoztak ki a természetes regenerációra. Ahol napi ingadozások fordulnak elő, a vegetatív szaporodás (magából a fából vagy a mosott növényi anyagból) a leghatékonyabb a nagy intenzitású zavar miatt. A vetőmagon keresztüli szexuális reprodukció általában olyan területeken fordul elő, amelyek kevésbé vannak kitéve az állandó vízingadozásoknak. Az ártéri erdők zavara és regenerálódásuk nehézsége miatt az erdőgenetikai erőforrások megőrzésére a következő intézkedések ajánlottak:

- A közvetlenül a vízfolyások mentén növekvő úttörő fafajok koppikájának regenerálódásának fokozatosnak kell lennie.
- Az állványok tendálásának a sérült és nem létfontosságú fák vagy azok részeinek eltávolításán kell alapulnia. Minden autochthonous fűzfa (*Salix sp.*), nyár (*Populus sp.*) és éger (*Alnus sp.*) ösztönözni kell a fajokat.
- A koppik erdőkben el kell kerülni a fák vágását egy bizonyos

DBH-küszöbérték felett, mivel ez eltávolítja a legfontosabb és kiváló minőségű fákat, és ennek következtében ezeknek a fáknak a genetikai változékonyságát egy állványról. A szegény és kevésbé létfontosságú fákat azonban el kell távolítani, míg a minőséget és a létfontosságú fákat a vetőmag beállítására és a szaporodásra kell hagyni.

- Amennyiben természetes regenerálódás lehetséges, ösztönözni és végrehajtani kell inhomogén fényviszonyok létrehozásával felnőtt fák kivágásával. Ha napszerető fajok jelen, elegendő fényre van szükség a plagiotrop növekedés elkerülése érdekében (pl. tölgy). Az úttörő fajokot az állvány észére kell használni.
- Azokon a területeken, ahol a természetes regenerálódás zavar, a helyi eredetű célfafajok dúsítását kell tenni. Az ártéri állvány széttervezettségének elkerülése érdekében megfelelő minimális szélességet és ültetési területet kell figyelembe venni.
- Amennyiben természetes regenerálódást terveznek vagy tartanak, meg kell akadályozni a szarvasmarhák és juhok legeltetését. A vadállomány sűrűségét is szabályozni kell annak érdekében, hogy hektáronként elegendő számú csemete legyen. Ha ez nem biztosítható, a regenerációt bekerített területeken belül kell megtenni.
- A regeneráció idején (és más módon) meg kell akadályozni az invazív növények létrehozását (lásd **3.2.5 A nem őshonos növények kezelése**).
- A vízfolyások mentén a cserjéket és más növényeket, amelyek az állatok élőhelyét képezik, hagyni kell a növekedésre. Ahol hódok vannak jelen, a károk elkerülése érdekében lágyfafajokat (*Salix sp.*, *Populus sp.*, *Alnus sp.*) kell ültetni vagy hagyni egy vízfolyás mentén.

Minden ültetés során biztosítani kell az erdészeti szaporítóanyagok megfelelő beszerzését és kezelését. Így a talaj előkészítéséhez, ültetéséhez, védelméhez és gondozásához szükséges magas pénzügyi hozzájárulások ellenére a munka hiábavaló lehet, ha az ültetett fa eredete nem képes túlélni és jól növekedni az ültetett környezetben.

Összefoglalás és kilátások

Az erdőgenetikai erőforrások megőrzése és védelme nem zárja ki az erdőgazdálkodást; ez csak azt jelenti, hogy minden intézkedést figyelembe kell venni a genetikai sokféleségre és a populáció genetikai szerkezetére gyakorolt hatása szempontjából. Ennek elmulasztása hosszú távú negatív következményekkel járhat az erdők genetikai erőforrásaira nézve.

Weboldal ajánlás

EUFORGEN: www.euforgen.org



3.1.4 Kocsányos tölgyesek természetes felújítása

Kovács Gyula, Markus Sallmannshofer

Bevezetés

A tölgyesek természetes felújítása ökológiai és természetvédelmi szempontból a legjobb megoldás. A módszer előnye, hogy helyi szaporítóanyagot használunk, ráadásul olcsó. Hátránya, hogy nem minden évben van elegendő makktermés. Ez az utóbbi időszakban a klímaváltozás (aszályos időszakok) és a kocsányos tölgy esetében még fontosabb talajvízszint csökkenése miatt kockázatos/nehezen kiszámítható. A jó makktermés fontos feltétele a megfelelő korona-méret is, ami megfelelő mennyiséget képes teremni. Kis korona esetében hiába adottak a termőhelyi feltételek, ha nincs meg a termési potenciál. Erre az állománynevelés során figyelni kell.

Ezek mellett az erős gyomkonkurencia, a KST fényigénye és az invazív tájidegen fajok (zöld juhar, amerikai kóris, akác, bálványfa) konkurenciája jelentősen megnehezíti a természetes felújítást, de a jelentős nagyvadállomány is problémát okoz.

A makktermés hiányát alávetéssel lehet kompenzálni, ami után az eljárások hasonlóak, mint a természetes felújításnál. Ennek előnye, hogy jobb genetikai tulajdonságú szaporítóanyagot használhatunk, ezzel növelhetjük az állomány értékét, viszont költségesebb, mint a természetes újulat.

Magyarországon az ártéri tölgyeseket a korábbi és a jelenlegi gyakorlatban szinte kizárólag mesterséges úton újítják fel. Egyrészt csemetével, másrészt makkvetéssel. Utóbbi preferált az erdészeti gyakorlatban, mert a nem kell a csemetetermesztés vagy beszerzés költségeit viselni és az átültetési sokkhatás is kiküszöbölhető. Ugyanakkor nem lehet minden évben ehhez megfelelő mennyiségű (és minőségű) makkot beszerezni. A makkvetés már több mint egy évszáda gyakorlat. Itt ugyanúgy, mint az alávetésnél is lehetőség van egy jobb genetikai állományú szaporítóanyag felhasználására.

Természetes felújítás

Az ártéri tölgyesekben a természetes felújítás sok szempontból nem egyszerű, komoly szakmai kihívást jelent. A felújítás időtartamát a kocsányos tölgy nagy fényigénye határozza meg. A megjelent újulatot ezért 1-2 (maximum 3) évig lehet árnyalni, de csak jelentős (50% körüli) záródásbontással. A fennmaradó állomány végvágását azért sem szerencsés elhúzni, mert fennáll a jelentős fattyúhajtás-képzés (legatyásodás) veszélye.

A természetes felújítás lépései

1. *Állományok előkészítése makktermésre.* A záródás megbontása (kis koronájú, közbe-, alászorult egyedek, böhönök, rossz genetikájú, nem pedig a tág növétér miatt terebélyes koronájú egyedek eltávolítása). Mérsékelt bontás a fattyúhajtásodás és a lágyszárúkonkurencia miatt. Mellékfafajok eltávolítása a felső szintből. A második szint bontása max. 50%-ig, egy részét meg kell hagyni a törzs- és a talajárnyalás (lágyszárúak) miatt, de ezt az újulat megjelenésekor is el lehet végezni. Ahol nincs második szint, ott ezt a funkciót a cserjeszint is betöltheti.
2. *Újulat megjelenése után a közelítőnyomok kitűzése, majd a végvágás* 1-2(-3) éven belül.
3. *A pótlás* általában csemetével végezhető. Itt lehetőség van az elegyfajok bevitelére, de jellemzően ezek maguktól is megjelennek és a kezdeti fázisban a tölgyet túlnövik, amire figyelni kell (lásd: 3.1.3 / 3.2.1 fejezet).
4. *Az ápolás* a növekedéstől függően (3-)4 évig szükséges. Ezt mechanikusan és bizonyos esetekben vegyszeresen is elvégzik. Főként a nedvesebb termőhelyeken a magaskórósok konkurenciája okozhat problémát (pl. a Muránál és Drávánál az *Impatiens glandulifera*). Fontos a tájidegen invazív fajok (pl. zöld juhar, amerikai kóris, bálványfa) visszaszorítása. Ezen fajok újulata helyenként (pl. Duna, Gemenc) tömegesen jelenik meg, ami ellehetetleníti a természetes felújítást, vagy csak igen nagy ráfordítással lehet megvalósítani.

A természetes felújítás eljárások

Egylépcsős (tarvágásos) felújítás: nagy makktermés esetén az újulat megjelenése után 2-3 után tarvágás.

Ernyős felújítógátás (fokozatos felújítás): többlépcsős, több fokozatú, homogén állományokban, a leggyakoribb eljárás.

A csoportos felújítógátás heterogén állományokban lehetne alkalmazni, de mivel a leghosszabb időtartamú ezért a kocsányos tölgy fényigénye miatt nem szerencsés.

Lékes felújítás: a léken belüli felújítás 2-3 év, majd a lékek szélesítése az újulatnak megfelelően.



3.1.4-1. ábra: a) Egy menhelyfában vágott a legjobb tölgyek a makktermelésre szánt erdei állványban maradnak a végső vágásig; b) 23,4 m hosszú tölgyfa rönk a menedékfarendszer által kezelt állvány előtt az utolsó vágási szakaszban

Gyakorlati alkalmazás

A Dráva mentén (Zala, Somogy) a magyarországi erdészeti gyakorlatban nagy makktermés esetén bevált módszer az ún. makkra vágás, azaz a tarvágás a makkhullás után közvetlenül télen történhet. Ennek lényege, hogy megfogjuk a nagy mennyiségű újulatot, ami nem lesz árnyalva.

Normál termés esetén a 40-60 %-os bontás (ernyős vágás) történik a makktermés évében, ilyenkor kiveszik az árnytűróket, a második- és a cserjeszintet is, majd 1 max. 2 éven belül megtörténik a végvágás. Az elvárt újulat száma 3-4 db/m², ami esetén a felújítás megfelelő lesz.

Ha az előírások és a hatóságok nem tiltják a makkhullás évében a vegyszeres gyomirtás jelentősen segíthet a felújítás során.

Állomány alá vetés

Az alávetésnél az eljárás menete hasonló, mint a természetese felújításnál. A kis vagy nem elégséges makktermést egészítjük ki, vagy helyettesítjük 300-400 kg/ha makkvetéssel. Ennek előnye, hogy a meglévő állománynál jobb szaporítóanyaggal újíthatunk fel, illetve a soros vetés esetén az ápolás gépesíthető. Az elvárt újulat száma itt is 3-4 db/m².

Mesterséges felújítás makkvetéssel

Az ártéri tölgyesekben jellemzően a mesterséges felújítás a gyakorlat. Ez lehet csemetével, vagy makkvetéssel, utóbbi előnyben részesített a rendelkezésre álló makk mennyiségétől függően. A mesterséges tölgy erdősítésekhez 300-400 kg/ha makkot használnak fel, teljes vagy részleges talajelőkészítés után gépi, vagy kézi vetéssel 1,5-1,8 m sortávval.

Termőhelyi viszonyok

A termőhelytől függően eltérő viszonyok, adottságok lehetnek, melyet a lágyszárú aljnövényzet jelez.

1., *Convallaria majalis*, *Brachypodium silvaticum* félszáraz, üde típusok, kötöttebb talajokon a KST kiszorítja a fehér- és szürkenyárat; az alsó szint fajgazdag (vénic-, mezei szil, mezei juhar, vadlamba, éger, gyertyán) – nehéz a természetes felújítás. Az elegyetlen telepítés után pótláskor (3-8 év múlva), vagy csak rudaskorban történjen az elegyek (30%-ig) betelepítése, mivel a kísérőfajok fiatalkori növekedése gyorsabb. A természetese elegyfajok jellemzően maguktól is megjelennek.

2. *Aegopodium podagraria*, *Allium ursinum*, *Circaea lutetiana*, *Urtica dioica* félnedves, *Rubus caesius*, *Deschampsia caespitosa*, *Carex brizoides* nedves típusok helyén sok esetben nemesnyárasok, hazai nyárasok találhatóak. Jellemző az erőteljes magaskórós növényzet, illetve a gyakran és bő termésű kőris, juhar, szil, jól sarjadzó hazai nyárasok, amik jelentősen megnehezítheti a felújítást.

3. *Carex remota*, *C. acutiformis* nedves-vizes típusokban gyakori a hosszas elöntés, itt jellemzően a fekete nyár, fehér nyár, fehér fűz tenyészik, csak szálanként jelenik meg a tölgy.

Erdővédelmi problémák

Az első évben a lisztharmat hátráltatja a növekedést, helyenként a cserebogárpajor rágása és a lágyszárú konkurencia a gátolja a gyökérfeljesztést. Az utóbbi években jellemző száraz teleket követő



3.1.4-3. ábra: Az oak penész (Erysiphe, levelek a nbalra) és a tölgy csipkebogár (Corythucha arcuata, jobb oldali levelek) által károsított kocsányos tölgy regenerálódása

csapadékszegény, meleg április, illetve augusztusi aszály együttesen nehezítik a felújítást.

Mind mesterséges, mind pedig természetes felújítás esetében a lágyszárú konkurencia, illetve a különféle invazív fafajok (zöld juhar, amerikai kőris, akác, bálványfa, Somogyban a kései meggy) ellen évenként többszöri mechanikus, adott esetben vegyszeres ápolással kell fellépni. A cserebogárpajor által okozott károsítás megelőzését leginkább a mesterséges felújításoknál lehet elvégezni, a tuskózást követő teljes talajelőkészítéssel, amely során a felső 30-50 cm-t átforgatva vegyszeres talajfertőtlenítést végeznek. Fokozottabb, és már észlelhető pajorkárosítást szenvedett erdősitésekben alkalmazható célzottan a talajinjektálást (kevesebb sikerrel).

Mindezek mellett a nagyszámú nagyvadállomány az egyik legfontosabb probléma. Ellenük sajnos hatékonyan csak vadvédelmi kerítések építésével lehet védekezni. Ma már gyakorlatilag kerítés nélkül semmilyen technológiával nem lehet sikeres erdőfelújítást végezni.

Összefoglalás

Az ártéri tölgyesek természetes felújításához megalapozott erdészeti ismeretekre van szükség. A már ismert és új specifikus problémák megnehezítik és költségesebbé teszik a módszert, ennek ellenére jelentős tudás és tapasztalat áll rendelkezésre.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Gyergyák Lajosnak és Puskás Zoltánnak a fejezet megírásához nyújtott segítségüket.





Slika 3.1.5-1: Grupna sadnja sadnica hrasta lužnjaka (*Quercus robur*) s 18-25 biljkama na 1 m udaljenosti trenutno je pogodno rješenje za obnovu hrasta u Austriji

3.1.5 Mesterséges felújítás, állománykiegészítés kocsányos tölgyesekben

Silvio Schüller, Hannes Schönauer, Werner Ruhm, Kovács Gyula

A kezelt és nem felügyelt parti erdők állandó változásban vannak. A nem felügyelt folyóvidéki tájakon változások következnek be a vízszint ingadozása, az árvizek és a folyóvíz nagymértékű változásai miatt, ami elhagyott csatornákat és az egykori vízfolyások eliszaposodását eredményezheti. Ennek eredményeként az egykori puhafa erdei élőhelyek alkalmatlanná válnak a jellegzetes úttörő fák többsége számára, és a keményfa erdőkre való áttérésen mennek keresztül. Az emberi folyók szabályozása felgyorsította az erdőváltás folyamatát. Ma sok puhafa erdő elszigetelődik a folyó élőhelyeitől, és mind az őshonos, mind az ültetett puhafa fajok alacsonyabb vitalitással szembesülhetnek, és alkalmatlanná válhatnak a megváltozott élőhelyekre. Ezenkívül a nem őshonos fák, kártevők és betegségek betörése további kihívásokat jelent, és veszélyezteti a parti erdők által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokat.

A kocsányos tölgy, a keményfa ripárerdők tipikus faja viszonylag nagy ellenállást mutat a kártevőkkel és betegségekkel szemben, és így az egyik legfontosabb célfa lenne, amely lehetővé teszi a magas ökológiai és gazdasági értékű parti erdők fennmaradását. A tölgyek természetes regenerálódása azonban a közeli régi növekedési állványok rendelkezésre állásától, az árboceemények során beállított elegendő vetőmagtól, a versengő földi növényzettől és a vadgazdálkodástól függ. Ezért a tölgyfaállványok mesterséges létesítése szükséges gazdálkodási lehetőség lehet mind a természetvédelmi területeken lévő keményfaerdők helyreállításához, mind a kiváló minőségű fa előállításához kezelt erdőterületeklétrehozásához. A tölgyiszap-szilviculture tipikus kezelési célja hektáronként 60-80 kiválóminőségű rönk előállítása, amelynek minimális mérete 60 cm átmérőjű mellmagasságban 80-150 éven belül. Az ilyen száraz előállítása nagy állványsűrűséget igényel a korai szakaszokban (képesítés) a természetes metszés elősegítése és a megfelelő ágmentes szárhossz elérése érdekében.

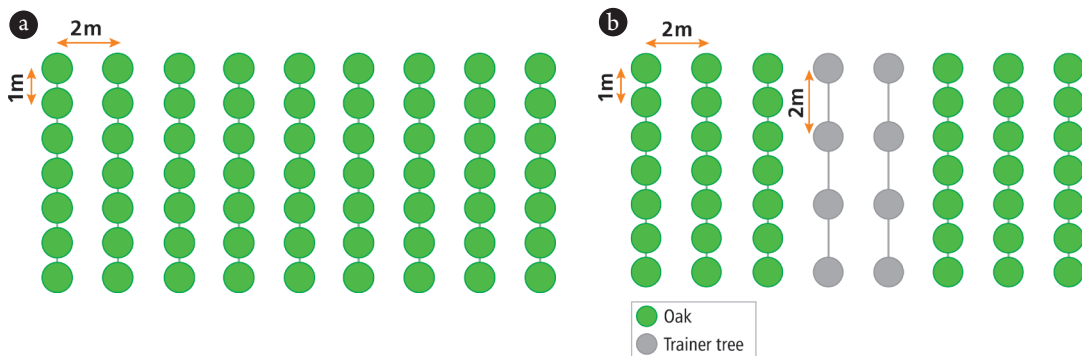
Az ilyen állványfejlesztés megvalósításához a tölgy mesterséges regenerálása két különböző ültetési tervben végezhető el: vagy honként legalább 5000 palánta magas kezdeti sűrűségű sortelepítésével, vagy csoportos / klaszter ültetéssel, ahol csoportonként 60-80 csoport 25 palántát ültetnek hektáronként 10-13 m távolságra. A csoportok közötti távolság körülbelül a jövőbeli célfa közötti távolságra hasonlít, hogy lehetővé tegye a fa koronák optimális fejlődését. Mindkét ültetési tervnek előnyei és hátrányai vannak, és az ültetési tervezés kiválasztásának követnie kell a helyszín jellemzőit és a rendelkezésre álló helyszíni karbantartási lehetőségeket. A

harmadik regenerációs kialakítás az úgynevezett fészekültetés, ahol 20-30 palántát ültetnek, nagyon sűrű, körülbelül 0,2 m távolsággal a fák között. A fészekültetés azonban alacsonyabb fa túlélést, növekedést és minőséget eredményezett. Ezért nem ajánlott az elmúlt évtizedekben a kísérleti vizsgálatokban szerzett bőséges negatív tapasztalatok alapján.

Sortelepítés

A sortelepítés a legkonvencionálisabb ültetési terv. Itt a palántákat sorokba ültetik, 1-2 m távolságra a sorok között és 1 m sorokon belül. Korábban a sorok közötti távolság jellemzően 1 m körül volt, ami 8000-10 000 palántát/ha-t eredményezett, a 2 m-es sortávolságok elegendő minőségi fejlődést garantáltak, és így az elmúlt évtizedekben kedvezőek voltak. A sortelepítés során a tölgy kombinálható olyan edző fajokkal, mint a gyertyán (*Carpinus betulus*) vagy más árnyéktűrő vegyes fajok. Ilyen esetekben három sor tölgyet két sor vegyes fajnak kell követnie, hogy elegendő verseny legyen a fajokon belül.

A sortelepítésnek előnyei vannak a nagyüzemi telepítés és a telephely karbantartása terén, mivel a 2 m-es sortávolságok lehetővé teszik a hatékony gyomgazdálkodást kis gépekkel, és így csökkentik a karbantartási költségeket. Ez különösen fontos a parti erdőkben, ahol a natív vagy nem őshonos növények versengő növényzete könnyen túlszorítja a könnyű tölgy palántákat. Ezen túlmenően, ha a gyomkezelés manuálisan történik, a tölgy sorokat könnyebben azonosíthatják a munkavállalók, ami alacsony csemeteveszteséget eredményez.



3.1.5-1. ábra Két ültetési terv a tölgy sortelepítésére: a) tiszta tölgy újraerdősítés; b) árnyéktűrő kiképzőfafajjal kevert tölgy, amely az adott hely szerint választható, de nem szabad felülmúlnia a tölgyet

Csoportos vagy klaszterültetés

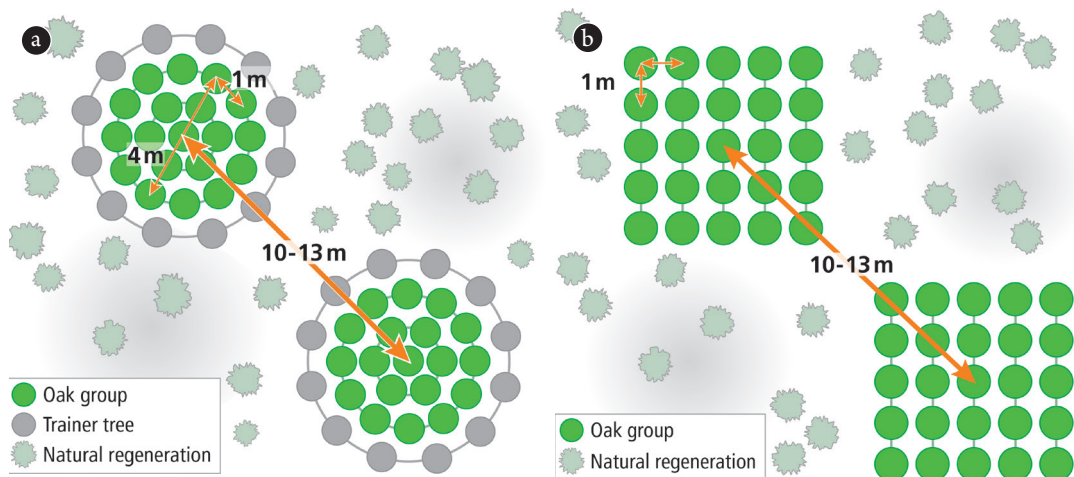
Ebben a koncepcióban a tölgy palántákat csak az erdősítési hely azon helyein ültetik, ahol potenciális célfa van szükség. A csoportok térbeli eloszlása a tervezett célfa távolságtól függ, amely jellemzően 10-13 m távolságban található. Minden csoport 20-25 palántából áll, amelyek távolsága 1 m a fák között. A csoportok négyzetben vagy két-három körben, növekvő átmérőjűek. Az utóbbi elrendezéseket gyakran klaszterültetésnek nevezik. Klaszterültetés esetén egy további kör ajánlott oktatófákkal.

Csoportok vagy klaszterek között árnyéktűrő oktatófafajok ültethetők. Ha azonban egy vagy több más fafaj természetes regenerálódása rendelkezésre áll, akkor jövőbeli képzési fajként szolgálhatnak. A csoportos és klasztertelepítés előnyei a következők:

- Tölgycsoportok és potenciális célfák találhatóak, ahol szükség van rájuk, lehetővé téve az erdősítést kis és közepes állványokon is.
- A tölgyek közötti keskeny távolságok miatt a szár minősége, a növekedés fejlődése és túlélése összehasonlítható vagy akár jobb, mint a sortelepítés, amint azt a 2013-as közép-európai metaanalízis is mutatja.
- Alacsonyabb költségek az alacsonyabb számú palánta (1500 palánta / ha), valamint a gyomirtás követelménye miatt csak csoportokon vagy klasztereken belül és azok körül.
- Ideális a fafajok sokféleségének növelése és a természetes regeneráció teljes kihasználása érdekében a termelékenység csökkenése nélkül.

A csoportos ültetés hátrányai kisebbek, és a következők:

- Szigorú versenyellenőrzésre van szükség a tölgycsoportok közötti érintkezési vonal mentén és a természetes regenerálódást, hogy a tölgyet ne ériék túl a gyorsan növekvő úttörő fák.
- A gyomgazdálkodás több kézi munkát igényel, valamint képzett és motivált személyzetet igényel a tölgycsoportok azonosításához és a tölgy palánták elvesztésének elkerüléséhez a kezelés során. Ezért minden csemetéket vagy legalább a külső sort botokkal kell megjelölni a palánták azonosításához a gyomirtás során.



3.1.5-2. ábra. Két ültetési terv tölgy ültetésére: a) csoportokban; b) klaszterekben. Ha rendelkezésre áll, természetes regenerációt kell használni a tölgycsoportok/klaszterek közötti terület kiegészítésére. Ha azonban nem áll rendelkezésre, a természetes regeneráció helyett bármilyen árnyéktűrő faj vagy faj keverék ültethető alacsonyabb csemeterűségben.

Összefoglaló

A tölgy mesterséges regenerálása fontos technika a tölgyerdők helyreállítására az erdők megőrzése és a kiváló minőségű szárazak előállítása érdekében. A helyszín körülményeitől és a kezelési lehetőségektől függően mind a sorültetés, mind a csoportos ültetés sikeresen alkalmazható. Mindkét ültetési terv a természetes tölgy regenerálódásához, a szilvickulturális készségekhez, valamint a gyomok és az invazív fajok folyamatos eltávolításához, valamint a vadkárok elleni védelemhez hasonlóan szükséges. A csoportos vagy klaszterültetések előnye, hogy a létrehozás során alacsonyabb költségekkel jár, és a rendelkezésre álló természetes regeneráció teljes integrációja, ami a fajok sokféleségének nagyobb sokféleségét eredményezheti. Így a csoportos ültetés is előnyben részesített megoldás a meglévő erdőrehabilitáció tölgyfával vagy potenciálisan bármely más értékes fajjal való gazdagítására.



3.2 Erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés

3.2.1 Biodiverzitás és természetvédelmi célok

Katharina Lapin, Janine Oettel, Kerstin Böck, Maarten de Groot, Alen Kiš, Marjana Westergren

Veszélyben a biológiai sokféleség a partmenti területeken

A biológiai sokféleség az élő szervezetek közötti variabilitás minden forrásból, beleértve a szárazföldi, tengeri és egyéb vízi ökoszisztémákat, valamint azokat az ökológiai komplexumokat, amelyeknek részei; ez magában foglalja a fajokon vagy ökoszisztémákon belüli és azok közötti sokféleséget is. A parti erdők számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, és Európában a szárazföldi biológiai sokféleség nagy részét adják otthont. A parti erdők biológiai sokfélesége azonban veszélyben van. A parti erdőket fenyegető fő veszélyek az élőhely pusztulása, az éghajlatváltozás, a folyószabályozás és az invazív fajok (lásd **2.1 A parti erdők jelentősége és veszélyei**).

A biológiai sokféleséggel kapcsolatos 21. századi globális válság leküzdése érdekében az erdők biológiai sokféleségével a biológiai sokféleség megőrzésére irányuló nemzetközi, regionális és helyi politikák keretében foglalkoznak. Nevezetesen, az ENSZ 2030-ig tartó időszakra vonatkozó, a Global Forest Goal 2 célkitűzés keretében kitűzött stratégiai terve 2030-ra előírja, hogy az erdők minden típusa hozzájárul a biológiai sokféleség megőrzéséhez. E cél elérésének kulcsfontosságú eszköze a fenntartható erdőgazdálkodás, amely tiszteltetben tartja a genetikai és faj biológiai sokféleségét, valamint az ökoszisztéma-szolgáltatásokat. Ebben a fejezetben a parti erdők biológiai sokféleségének megőrzésére és előmozdítására irányuló intézkedéseket tárgyaljuk (3.2.1-1. ábra).

A biológiai sokféleség mutatói

A biológiai sokféleség megőrzése a fenntartható erdőgazdálkodás egyik fő célkitűzése. A menedzsmenttervezésbe való integrálásának előfeltétele a biológiai sokféleség állapotának ismerete, amely nyomon követésével érhető el. A biológiai sokféleség nyomon követése rendkívül igényes és költséges, különösen a ritka fajok és élőhelyek esetében. Páneurópában az Erdei Európa folyamat égisze alatt a fenntartható erdőgazdálkodáson belüli biológiai sokféleséget rendszeresen nyomon követik az erdei ökoszisztémák biológiai sokféleségének kritérium fenntartása, megőrzése és megfelelő javítása keretében. Ez a kritérium 10 mutatót tartalmaz: a fajok sokfélesége, regenerálódás, természetesség, bevezetett fajok, holtfa, genetikai erőforrások, erdőtüredeztség, veszélyeztetett erdőfajok, védett területek és közös erdei madárfajok. E mutatók némelyikét nemzeti erdőkézletek mérik az állandó telkek előre meghatározott rácsán



3.2.1-1. ábra: A biológiai sokféleség a fajok gazdagságaként, de az élőhelyek és tájak sokféleségéként vagy genetikai sokféleségként is kifejezhető

szabványos módon. Mivel a parti erdők felszínén kicsiek, csak néhány leltárpont ragadja meg a parti erdők biológiai sokféleségének állapotát.

A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban található parti erdők biológiai sokféleségének kockázatai

A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum védett területein található parti erdők számos védett és veszélyeztetett növény- és állatfaj számára biztosítanak élőhelyet. Afajok sokfélesége, a változó éghajlat, az ökológiailag fenntarthatatlan gazdálkodási gyakorlatok, az építkezések és a különböző érdekelt felek közötti együttműködés hiánya mind kockázatot jelentenek a biológiai sokféleségre.

Az intenzív erdészeti gyakorlatok, mint például a tiszta nyárültetvények, megváltoztatják az élőhelyek minőségét és a biológiai sokféleséget. A nagyszabású egyértelmű vágások az élőhelyek, növények és állatok gyors és jelentős elvesztéséhez vezetnek, és ezért jelentős hatást gyakorolnak a biológiai sokféleségre. védelmi szempontból fontos az autochton fajok (növények és állatok) nagy változatossága, életkoruk és természetes folyamataik, és azokat erdészeti gyakorlatokkal is támogatni kell. A természetből

A biológiai sokféleség megőrzését szolgáló intézkedések

Számos lehetőség kínálkozik a parti erdők biológiai sokféleségét az gazdálkodási rendszerek, a fajok összetételének átalakításától, a strukturális heterogenitás biztosításától, beleértve a holtfát és a nem felügyelt foltokat az erdőbe és másokba.

Irányítási rendszerek adaptálása

Az irányítási rendszerek jelentősen befolyásolják a biológiai sokféleséget. Az egyfa kiválasztása folyamatosan zárt lombkorona fedeleket biztosít, ami sok olyan szervezet számára fontos, amely az erdő árnyékától függ, és egyenetlen korú szerkezetet eredményez az állvány szintjén. A csoportválasztás lehetőséget ad arra, hogy ellenőrizzék a fény rendelkezésre állását a résekben, és számos különböző fa- és gyógynövényfajt foglaljanak magukban. A clearcutting általában egyenetlen korú erdőket hoz létre. Eltávolítja a nagy lombkorona foltokat, amelyek hatása hasonló a hatalmas természeti zavarokhoz, például az erdőtüzekhez vagy a szélvédőkhöz. Ez gyors élőhelyváltozásokhoz, hosszú távú egységes élőhely-fejlődéshez, tápanyagok kitermeléséhez és a humusz gyorsabb mineralizációjához vezethet. Ezért fontos figyelembe venni a térbeli forgásokat és a gazdálkodási egység méretét, hogy különböző korstruktúrák mintáját hozd létre a veszélyeztetett fajok populációinak fenntartása érdekében.

Mind a gazdaságilag, mind az ökológiailag nyereséges fenntartható gazdálkodási formákat meg kell találni a parti erdők esetében. Lehetőség lehet a meglévő ültetvények folyamatos erdőborítással rendelkező, félig természetes erdőkké történő átalakítása a jövőbeli éghajlatnak megfelelő őshonos és nem őshonos, nem invazív fajok ültetésével. Az új technikák kifejlesztésén keresztül a peszticidek használata csökkenhet. Különös figyelmet kell fordítani az

erdőtulajdonosok méltányos kompenzációs intézkedéseire, amikor a biológiai sokféleség védelme elsődleges gazdálkodási céllá válik. Ez az erdőgazdálkodás és a természetvédelmi hatóságok közötti folyamatos tárgyalások révén valósítható meg.

Horizontális és függőleges szerkezeti heterogenitás biztosítása

Az erdőkben a strukturális heterogenitás a fa átmérőjének különbözőségét az emlőmagasságban (DBH) és a fa magasságában utalja. Biztosítja a különböző méretű és korú fákkal rendelkező, változatosan strukturált erdők létrehozását. A strukturális heterogenitás növelése fontos eszköz a természeti veszélyekkel szemben ellenálló stabil erdők előmozdítására. A heterogenitás különböző biotikus és abiotikus feltételekkel rendelkező réseket hoz létre, élőhelyet biztosítva számos faj számára. Mindazonáltal az ilyen feltételek biztosítása ugyanazon erdőfolton belül csökkentheti a fajok sokféleségét a folyamatosan gyenge fényviszonyok rendelkezésre állásával.

A fajok összetételének adaptálása

A fajajok összetétele kiigazítható a célfajok egy vagy csoportjának szelektív előmozdításával a tartási és betakarítási műveletekben. Ily módon az erdei állványban való részesedésük növekedni fog, és a fajajok összetétele egy adott irányba irányulhat. Ezenkívül a fajajok keverékeit a betakarítási műveletek során egy állványon kell hagyni a természetes regenerálódás biztosítása érdekében. A fajajok összetétele a fajajok és a származási anyagok tekintetében megfelelő erdei szaporítóanyag felhasználásával is adaptálható (gazdagítással) (lásd **3.1.1 A természetes vagy mesterséges regenerálódás kiválasztása** és **3.1.2 Az erdők alkalmazkodásának támogatása megfelelő erdészeti szaporítóanyag kiválasztásával**). Mindazonáltal, ha megfelelő magfák vannak jelen, előnyben kell részesíteni a természetes regenerációt a jelenlegi faj genetikai sokféleségének fenntartása érdekében. Ráadásul minél több van, annál jobb, és néha kevesebb a sokféleség egy adott erdőterületen, a zavar körülményeitől függően. A jelenlegi és jövőbeli feltételek funkcionális sokféleségét azonban meg kell célozni.

A különböző megfelelő fajajok, valamint a strukturális és genetikai heterogenitás általában növeli az erdőterület biológiai sokféleségét. Növeli a kapcsolódó biológiai sokféleséget azáltal, hogy több rést hoz létre a madarak, rovarok, növények, gombák és más fajcsoportok számára az erdőkben.

Az erdőterületek tulajdonjoga, használati joga, a helyiek használati joga, az állvány mérete és az örökségi törvény központi szerepet játszik a három folyó, a Mura, a Dráva és a Duna mentén lévő erdőkben. A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban sok kisüzemi erdőtulajdonos van, akik nem őshonos és részben nem parti fajokkal (például *Robinia pseudoacacia* vagy *Picea abies*) örökölt földterületeket örököltek. E földtulajdonosok számára előnyös lehet olyan alternatív fajok összetétele, amelyek csökkenthetik a veszteségek kockázatát, megfelelő jövedelmet biztosítanak, és erdők szerkezetét őshonosabbra változtatják.

Nagyobb léptékben különböző módszerekre lesz szükség a változatos és ellenálló erdők felépítéséhez. Az erdőgazdálkodás további fejlesztését támogató struktúrákat az erdőtulajdonosok, a hatóságok és a természetvédelmi érdekelt felek közös erőfeszítésével kell felépíteni. Ez a tanácsadási struktúráktól az átváltási támogatásokig terjedhet. Ezenkívül meg kell célozni a nagy faértékkel vagy magas ökológiai értékkel rendelkező őshonos fafajok (beleértve a helyi/ regionális adaptációkat és a változatos génállományt) speciális erdei óvodáinak építését.

Az erdőgazdálkodásnak és -megőrzésnek figyelembe kell vennie és aktívan elő kell mozdítania a természetes élőhelyeket és célfajokat (3.2.1-2. ábra). Ilyen célfajok lehetnek ernyőfajok, amelyek regionálisan kiválasztott fajok a természetvédelmi döntésekhez, mivel védelmük számos más faj védelmét vonja maga után, amelyek az adott élőhely ökológiai közösségét építik (pl. *Dendrocopos medius*, *Ficedula albicollis*, *Felix sylvestris* kiterjedhet mind az alföldi, mind a felvidéki erdei élőhelyekre a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban).



3.2.1-2. ábra: A fekete koronás éjszakai mém (*Nycticorax nycticorax*) tipikus faj, amely a szerkezeti sokféleségben gazdag parti erdőkben található.

A célfajokra vonatkozó védelmi intézkedések magukban foglalhatják az erdészeti műveletek korlátozását a fő tenyészési/ívási időszakban, például a kiválasztott erdei utak lezárását a kételtű ívás és migráció időszakában, vagy átjárók építését az utak alatt. A legtöbb intézkedéshez nemzeti/helyi alapokból vagy környezetvédelmi költségvetésekből származó támogatásra lenne szükség. A pénzügyi ösztönzők másik megközelítése egy olyan megállapodás lenne, amelyet az erdőgazdálkodók és a természetvédelmi hatóságok kö-

zötti együttműködés és szerződések révén lehetne elérni.

A patak helyreállítása ösztönözheti a természetes regenerációt és visszahozhatja a természetes úttörő élőhelyeket. Ez nagyon hatékonyan érheti el az ökoszisztéma természetesebb állapotát azáltal, hogy foglalkozik a parti erdők élőhelyének romlásának egyik fő okával.

A holtfa mennyiségének és minőségének előmozdítása

A deadwood promóció a holtfa mennyiségének és minőségének növekedését jelenti. A holtfa minőségét felhalmozódása, eloszlása, mérete, bomlása és típusa határozza meg, amely álló, fekvő vagy tuskókká differenciálható. Az utóbbiak általában a gyakori fakitermelési intézkedések miatt vannak jelen. Ily módon sok saproxylic faj, például rovarok és madarak túlélhetik a parti erdőket (lásd **3.2.7 A holtfarészek integrálása a rendszeres gazdálkodásba**).

A WWF által kidolgozott, határon túli Mura-Dráva-Duna Cselekvési Terv részeként az erdő élőhelyeinek javításával összefüggésben egy holtfafaj-programot javasolnak. Egy ilyen program célja az elhaltfa élőhelyek (álló vagy fekvő) mennyiségének és minőségének növelése annak érdekében, hogy megfelelő élőhelyeket teremtsen a holtfától függő fajok (pl. zuzmók, gombák, harkályok, denevérek vagy rovarok) számára. Tipikus esernyőfajok, amelyeket megcéloznak és figyelemmel kísérnek, például *osmoderma eremita* (remetebogár) vagy *Cucujus cinnaberinus*. A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum erdőiben a holtfa mennyiségének növelését vagy a nem felügyelt erdők mennyiségének növelésével, vagy a betakarítást vagy a gyűjtést követően az erdőben maradt holtfa mennyiségének növelésével kell elvégezni. E két lehetőség nyomon követése jelzi, hogy mennyi holtfát kell hagyni a kezelt erdőben a holtfafajok szinte természetes bőségének és sokféleségének elérése érdekében. Ezenkívül, különösen a nagy monokultúrákban, az új ültetés idején természetes utódlási csíkokat lehet bevezetni. Ezek a csíkok sértetlenül és kezeletlenül maradhatnak, lehetővé téve a különböző fafajok holtfájának kialakulását az idő múlásával, ami pozitív hatással van a holtfa fajok sokféleségére.

Élőhelyfák és veterán fák megőrzése

Az élőhelyfák vagy élő vagy halott fák, amelyek nagy ökológiai értéket képviselnek. Lehetnek különböző típusú lyukak, rothadt részek, sok és durva ágak, epifitikus növényzet, például mohák vagy zuzmók, vagy ritka fafajok lehetnek a környező erdőben. A veterán fák idősebbek, mint az állvány többi része (3.2.1-3. ábra). Az ilyen fák bevonásával még a rövid forgási időszakokkal rendelkező állványok is potenciális élőhelyet biztosítanak a természetes fejlődéshez. Az egyedülálló élőhelyek vagy veterán fák csoportjainak megtartása jelentősen növeli a biológiai sokféleséget.



3.2.1-3. ábra Hatalmas, ősfélben lévő fekete nyár (*Populus nigra*) a Mura folyónál a magyar-horvát határ mentén

A rotációs időszak növelése

A forgási időszak az állvány betakarításkor betöltött korára utal. Egyetlen idős erdők esetében az egyes fák korára utal a betakarítás előtt. A rotációs időszak növelése az erdők érettségének magasabb szintjével jár együtt, de nagyobb a kártevők, betegségek és a szubszequent halálozás kockázata is. Ezért az állóképes korúak növekedése élőhelyeket biztosít az érett erdőktől függő fajok számára, és lehetővé teszi a nagyméretű holtfa biztosítását.

Az erdők széttöredezettségének elkerülése és a heterogenitás biztosítása tájszinten

Tájéki szinten az erdők és az erdő széleinek szerkezeti sokfélesége a fajok összetételének, korcsoportjainak és fejlődési szakaszainak különböző összetételére utal. Ez magában foglalhatja az alacsony erdőfedéllal vagy a különböző irányítási intenzitásokkal és irányítási rendszerekkel kapcsolatos hiányosságokat. A zerdővesztés, a tiszta vágás és a kiterjedt útépités az erdők széttöredezettségéhez vezet. A természetes vagy természetes erdőkben meglévő akadályok számának és használatának csökkentése újra összeköti a természetes folyóáramlást és annak lefolyási területét, és hozzájárul egy természetesebb erdő megvalósításához. Ezt például a meglévő mesterséges szerkezetek csatornákról való eltávolításával, a csatornák megnyitásával hidak vagy nagy csövek építésével lehet megtenni zárt gátak helyett. Ily módon a veszélyeztetett erdei állatoknak és növényeknek lehetőségük van fenntartani a metapopulációt azáltal, hogy lehetőségük van más populációkba és területekre vándorolni, amelyek elég nagyok ahhoz, hogy hosszú távon túléljenek.



3.2.1-4. ábra: Az invazív, nem őshonos fajok, mint például a black sáska (*Robinia pseudoacacia*) behatolnak az erdei ökoszisztémákba

Aktív monitorozás

Az erdők aktív ellenőrzése a különböző fajok és folyamatok folyamatos megfigyelésére utal. Ez az alapja az időbeli változások észlelésének. A menedzsmentet a változásoknak megfelelően kell kiigazítani. A nyomon követést az átalakulási és alkalmazkodási intézkedések sikerének értékelésére is alkalmazzák.

Ami a természetvédelmet illeti, a védett területek folyamatos nyomon követésére és ellenőrzésére van szükség a meglévő törvények és rendeletek tiszteletben tartásának biztosítása érdekében. E tekintetben létre lehetne hozni egy rangerek jogi hálózatát a meglévő rendeleteknek való megfelelés és az ellenőrző intézkedések betartásának nyomon követésére. Ez növelné a lakosság tudatosságát a meglévő szabályozásokkal kapcsolatban is. Nyomon követésre van szükség a nem megfelelő vagy nem megfelelő intézkedések azonosításához is, és szükség esetén módosítani kell azokat.

Erdészeti tanúsítási rendszerek végrehajtása

A fa és más, tanúsítvánnyal rendelkező természetes áruk előállításai piaci előnyökkel járhat. Az erdészeti iparban egyre inkább tudatában vannak a címkézés és a tanúsítás előnyeinek, mint a fenntartható fatermelés minimális szabványának. Hosszú távon a tanúsítási rendszereket követő erdőgazdálkodás nemcsak a biológiai sokféleség fenntartását vagy javulását, hanem a foglalkoztatott erdészeti dolgozók és a helyi közösségek társadalmi és gazdasági jólétét is fenntartja és javítja, és gazdasági előnyökkel jár. A tanúsítási folyamat támogatását a különböző országokban a lehetőségeknek és akadályoknak megfelelően kell létrehozni. A bevált gyakorlatok közé tartozik például egy helyi vagy határokon átnyúló projekt, amely fedezi a tanúsítás első fordulójának költségeit, a különböző tanúsítványtulajdonosoktól az arra törekvéséig terjedő know-how támogatása, vagy az általánosan meghatározott szabványoknak megfelelő erdészeti vállalkozások közös támogatása. A további végrehajtást az erdőgazdálkodóknak kell irányítaniuk.

Maga az UNESCO Bioszféra Rezervátum címke alkalmas a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban előállított összes áru – még fa – forgalmazására is. A további tanúsítás érdekében a meglévő erdészeti tanúsítási rendszerek vagy szabványok (pl. FSC, PEFC, ProSilva stb.) Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumának kulcsfontosságú erdészeti és természetvédelmi érdekelt feleivel folytatott közös tárgyalási folyamatnak értékelnie kell a bioszféra-rezervátum átmeneti és pufferzónáiban való használatra való alkalmasságukat. Ez harmonizálhatja a határokon átnyúló övezeteken belüli gazdálkodást.

Az ágazatok közötti együttműködés ösztönzése és végrehajtása (integratív tervezés) regionális és határokon átnyúló szinten

Az érdekelt felek és a különböző ágazatok hatásai közötti nemzeti és határokon átnyúló szintű együttműködés, figyelembe véve a különböző érdekeket, hozzájárul a szükségletek, a kölcsönös tisztelet, a bizalom és a hatékonyság megértéséhez. Az ilyen együttműködésnek ki kell terjednie az erdészetre, a természetvédelemre, valamint a helyi lakosokra, a mezőgazdaságra és a vízgazdálkodásra. Megvan benne a lehetőség, hogy növelje az ágazatok közötti ismereteket, megértést és bizalmat, és új szinergiákat is létrehozhat a biológiai sokféleség megőrzésének előmozdítása érdekében.



3.2.2 A minőségi fatermesztés optimalizálása keménylombos állományokban

Markus Sallmannshofer, Werner Ruhm, Hannes Schönauer

A természetes keményfa ártereket szabálytalan rövid távú árvizek jellemzik. Ezek az erdei ökoszisztémák érett talajokkal rendelkeznek, amelyek nagyobb humusztartalommal rendelkeznek, mint a puhafa ripár erdők. A különleges talajviszonyok, amelyek magukban foglalják a tápanyaggazdagságot, a jó vízellátást és a talajerzetést, támogatják a nemes keményfámagasnövekedését. A folyószabályozás miatt a hosszú áradások miatti erdőzavarok nagyon ritkák váltak. Az ilyen területek különleges jellemzői azonban még mindig alkalmasak több nemes keményfafaj termesztésére.



3.2.2-1. ábra: Kiváló minőségű, kívánt méretű, minőségi és mennyiségi igényű törzsek szilviculturalis tervezés a teljes forgási időszakra

A keményfa beadványok bizonyítják a kiváló minőségű faanyag iránti folyamatos keresletet. A nagy értékű faanyag előállításához megfelelő állványok felállítását és következetes gondosságot igényel a törzsek minőségének és hozamának maximalizálása érdekében (3.2.2-1. ábra). Ezenkívül a genetikai hajlam (megfelelő származás) a jövőben is meghatározza a minőségi és fenntartható növekedési teljesítmény irányát. Hagyományosan a keményfa állványokat nagyszámú növénykel alakítják ki, és a menedzsment különösen hosszú, ágmentes törzseket céloz meg.

A mai napig az egyes fák növekedési potenciálját a megtermelt fa kívánt tulajdonságaihoz viszonyítva gyakran túl kevés figyelmet fordítottak. A modern keményfa szilviculturalis menedzsment az egyes faminőségre és növekedési teljesítményre összpontosít. Egy átlagos erdei állványon belül csak nagyon korlátozott számú fa rendelkezik elegendő szárminőséggel ahhoz, hogy kiváló minőségű fát készítsen. A további beruházások csak az ilyen fák esetében ésszerűek. Az állvány értékének növekedését a fa átmérőjének fejlődése és a kiválasztott fák minősége határozza meg. A hely, a genetika és a szilviculturalis kezelési intézkedések megfelelő kiválasztásával mindkét paraméter szabályozható. A keményfa esetében a „minőség” kifejezés 1) erős, ágmentes faréteget tartalmaz vékony elágazó belső maggal, 2) hengeres szárforma, 3) egyenesség, 4) alacsony farost feszültség és 5) elegendő rönkméret. Ez az ideál határozza meg a hozamot és a jövedelmezőséget, és az alábbiakban leírt termelési lépéseken belül előállítható.

Az ágmentes törzs hossza

A legtöbb keményfafaj úgynevezett halott ág vesztes. Ezekkel a fajokkal a kívánt ágmentes törzshosszt a sűrű erdei állványok természetes metszésével lehet elérni. A fajok (nyár, madárcseresznye) vagy a másodlagos rétegek nélküli alacsony fasűrűség fenntartása

esetén a metszés elengedhetetlen a minőségromlás elkerülése érdekében.

Mivel a fa magassága a helyszín körülményeitől függ, az ágmentes törzs hosszát a teljesen kifejlett fa teljes magasságához viszonyítva kell kiválasztani. Annak érdekében, hogy elegendő zöld koronát kapjunk a gyors átmérőnövekedéshez, a teljes famagasság körülbelül 25-30% -a bizonyult az ágmentes törzs célhosszának. Például a 32 m-es felnőtt famagasságot lehetővé lehet tenni, lehetővé tennék a 8-10 m-es ágmentes törzhosszt.

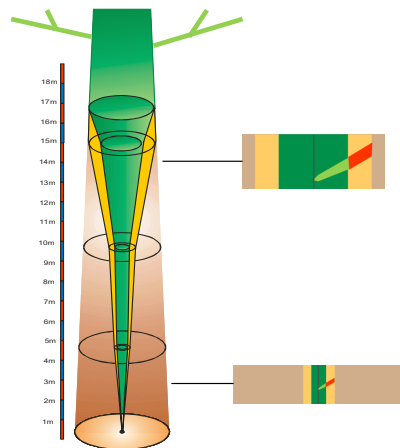
A szár elágazó belső magja a halott ágak maradványai. A sárgarépa alakjához hasonlóan az elágazó belső mag átmérője növekszik, növekvő magasságban (3.2.2-2. ábra). Így a fa magasságának növekedésével az értékes ágmentes faréteg fiatalabb és vékonyabb lesz, és részesedése a szár magasabb részein viszonylag kicsi. Ezért gazdasági szempontból az ágmentes törzs nem lehet túl hosszú, amíg a létfontosságú zöld korona szükséges az átmérő növekedéséhez. A rönk felső végén az ágmentes értékes fának az átmérő legalább kétharmadának kell lennie.

Stand létesítmény

Feltételezve, hogy a teljes érték több mint 80% -át általában a végső vágással valósítják meg, a lehető legjobb természetési feltételeket kell teremteni a fák számára, amelyek a végső vágásig maradnak. Még avégső állványfáin lévő distributi is csak akkor érhető el, ha a kívánt végső térelosztást figyelembe veszik a kezdeti tervezési szakaszban.

Amikor csak lehetséges és genetikailag ésszerű, a költségek megtakarítása és az alkalmazkodás támogatása érdekében természetes regenerálást kell alkalmazni. A fajok, mint például a kőris, a sycamore juhar és a fekete dió, gyakran és megfelelően fruktívak. A kocsányos tölgy természetes regenerálódását viszont más lombhullató fák gyakran felülmúlják, ezért a fakeverék megfelelő szabályozását igényli. Az erős gyógynövény- és cserjenövekedés sok parti erdőterületen gyakori. Így a természetes regenerációval való munka sok érzékenységet igényel a szilviculturális beavatkozások tekintetében. A shelterwood rendszer mellett a terület regenerálására irányuló nyílások folyamatos kiterjesztésével rendelkező csoportválasztó rendszer nagyon sikeresnek bizonyult.

Megfelelő természetes regenerálódás hiányában ültetésre van szükség (lásd **3.1.1 A természetes vagy mesterséges regeneráció kiválasztása**). Az ültetési távolság kiválasztásával a költségek és előnyök optimalizálhatók. Ajánlott a mulcsozás és a sorokba ültetés. To csökkenteni a költségeket, a sorközt a végső állványon a kívánt koronaméret szerint választják ki. A nagy koronák erős átmérőjű növekedést 2010.000. A keményfa állványok számára elegendő



3.2.2-2. ábra: A belső mag sematikus illusztrációja ágakkal (zöld), amelyek hasonló formájúak, mint a sárgarépa. A fa magasságával növekszik, ami kisebb arányban értékes ágmentes farétegeket (barna) eredményez a szár magasabb részein.

egy 10-12 m-es sortávolság, amelynek távolsága 1 m egy sorban. Ez azt jelenti, hogy elegendő számú fa áll rendelkezésre egymás után ahhoz, hogy elegendő legjobban kialakított fa álljon rendelkezésre a végső állvány kiválasztásához. Ugyanakkor úgy véljük azonban, hogy a korai szakaszban elegendő fajon belüli és fajok közötti versenyre van szükség a természetes ágtsztításhoz, és így a fáktól függetlenül a fajokra kisebb távolságokra is szükség lehet.

Annak megakadályozása érdekében, hogy a korona korai életkorban túl nagy legyen, ugyanakkor elősegítse a magasságnövekedést, elegendő törzs árnyékolásra van szükség a lelátók alatt. Ebből a célból egy másodlagos képzési standot használnak a kis számú üzemből álló állvány létrehozásának költségeinek csökkentésére. Ehhez a másodlagos állványhoz a legtöbb olyan helyen természetesen előforduló fafajok keveréke (beleértve a vegetatív regenerációt is) használható. Az interspecifikus verseny helyettesítheti a fajon belüli verseny pozitív hatásait, bár a növekedési kapcsolatok gondos megfigyelése elengedhetetlen. Az ilyen koncepciókban figyelembe kell venni a helyspecifikus verseny kölcsönhatásokat, és ha a középfokú képzési fák koronaversenye túl erős, időszerű ellenőrzési beavatkozásokra van szükség.

Elégtelen természetes regenerálódás esetén a funkcionális, időbelileg korlátozott keverékek elérése érdekében ajánlott a nyársorok ültetvénye a nemes keményfa sorai között (3.2.2-3. ábra). A nyárfák pozitív hatással vannak a keményfák minőségi fejlődésére, és körülbelül 10 éves korukban ipari faként szüretelik őket. Alternatív megoldásként be lehet vezetni egy alárendelt keveréket (például madár-cseresznye, grey éger vagy mezei juhar), amely állandó keverékként marad az állványban.



3.2.2-3. ábra: Juharsor másodlagos, nyárfák tálalóállvánnyal a térközi térben. Az interspecifikus verseny helyettesítheti a fajon belüli verseny pozitív hatásait az ültetési költségek megtakarítása érdekében, bár a növekedési kapcsolatok gondos megfigyelése elengedhetetlen. A nyárfák pozitív hatással vannak a keményfa minőségi fejlődésére, és körülbelül 10 éves korukban ipari faként szüretelik őket.

Kultúra karbantartás

A gyógynövény- és cserjerétegek erős verseny lehet a fiatal fák számára. A fent leírt erőforrás-takarékos, alacsony sűrűségű kialakítás a végső állványra van optimalizálva. Az ezzel a megközelítéssel szerzett monetáris megtakarítások lehetővé teszik a költségigényes karbantartási intézkedések elvégzését. A nagyerdői vállalkozásoknál a mechanikai gyógynövény szabályozás előnyös a költségek szempontjából. A sorok közötti helyet az ültetvény után legalább három-négy évig szabadrá kell tenni. Egy sor mentén egy rotorvágó ajánlott, míg egy kefévágót egy sorban kell alkalmazni. A hegymászó növények ollóval eltávolíthatók, kéz a kézben az ígertes fák opcionális vágásával. A meredek és vastag ágak eltávolításával elő kell mozdítani egy kellően hosszú, egyenes törzsszakasz kialakulását.

Amíg el nem éri a kívánt csomómentes törzshosszt, a fiatal állványokon semmilyen más beavatkozás nem ajánlott, hogy ne szakítsa

meg a differenciálódást és a csomótisztítási folyamatokat, amelyek elengedhetetlenek a kiváló minőséghez. A keverés szabályozására azonban akkor van szükség, ha a kívánt fajok nem eléggé dominánsak. A verseny csökkenti az átmérő növekedését, és így csökkenti az elágazó mag tágulását a törzsön belül. Az életkori szerkezettől és a térbeli eloszlástól függően szelektív beavatkozásokra lehet szükség. A késői beavatkozások nemcsak a fő fajok természetesen csökkentett számát eredményezhetik, hanem nagyon vékony, kiegyensúlyozatlan növényeket is, amelyek gyakran téli hó alatt fekszenek le, és véglegesen elveszítik a törzs alsó és legértékesebb részének egyes tengelyét. Hasonló történhet villámárvizekben vagy jéglekvárakban is.

Ritkítás

Amikor egy fa elérte a várt ágmentes törzshossznak megfelelő magasságot, a legjobb 70-100 fát ha-nként választják ki, tartósan megjelölik és következetesen több helyet kapnak. A kiválasztott jövőbeli fáknek ezt a kollektíváját most az átmérő növekedésében egy létfonosságú fakorona következetes megkönnyítése támogatja. Szoros kapcsolat van a korona szélességének kialakulása és az átmérő növekedése között: ha a korona állandó oldalsó versenyt kap, az alsó ágak elpusztulnak, a koronaalap felfelé mozog, és ennek következtében a fa elveszíti versenyképességét és átmérőjének növekedési potenciálját. Ezért a kiválasztott jövőbeni fák állóterét folyamatosan bővíteni kell, hogy elkerüljék a koronaalap további elmozdulását (3.2.2-4. ábra).

Számos szelektív ritkuló beavatkozás a legjobb minőségű fák támogatása érdekében a végső állványhoz vezet. A koronafejlődés elősegítése növeli az átmérő növekedését, lerövidíti az adott célátmérő forgási idejét, csökkenti a termelt vékony rönkök arányát és csökkenti az életkorral összefüggő leértékelések (rothadás, színes magok) kockázatát. A beavatkozásokat csak a kiválasztott jövőfák területén kell elvégezni. A térségi térben a beavatkozás csak akkor ajánlott, ha szükségesek az állvány stabilitásának fenntartásához. „lefejezéssel” vagy övvel különösen lehetséges a koronaterület folyamatos bővítése, míg a törzs árnyékolása egy bizonyos magasságig tart, vagy idővel lassan csökken.

A kiválasztott fák közötti távolság az egyetlen, érett koronák területétől függ, ami egy bizonyos célátmérő eléréséhez szükséges. Az 50-90 cm-es célzott DBH eléréséhez kb. 100-150 m 2 koronákra van szükség. Ebből a maximális értékek származtathatók. A nagy korona tágulási kapacitással rendelkező fafajok, mint például a kocsányos tölgy, a kóris vagy a fekete dió esetében nagyobb átlagos, körülbelül 12 m-es fatávolságot választanak ki, ami azt jelenti, hogy haonként



3.2.2-4. ábra: A kiválasztott gazdaságilag értékes fák kívánt fejlődéséhez az állóteret folyamatosan bővíteni kell annak érdekében, hogy elegendő zöld koronát kapjunk az ágmentes köpeny gyors növekedéséhez, és megakadályozzuk, hogy a koronaalap tovább emelkedjen

legfeljebb 70 felnőtt fa számára van hely. A közepes koronabővítési kapacitással rendelkező fajok, mint például a madárcseresznye, a vad szolgálati fa és a juharfajok esetében haonként legfeljebb 100 fát választanak ki, átlagosan körülbelül 10 m-es fatávolsággal.

Outlook és összefoglaló

A megmagyarázott megközelítés segít optimalizálni az erős és létfontosságú fák értékes fájának termelését a nyereség maximalizálása érdekében. Az erőforrásokat az állvány létrehozásakor takarítják meg, és csak egyetlen fára összpontosítanak, és a hozamok a jobb minőség miatt növekednek. A szakirodalomban ezt a koncepciót a „minősítés” (1. fázis, mint ág tisztítás a Z-fa kiválasztásáig és elvékonyodásáig) és a „méretezés” (2. fázis) kifejezésekkel írják le a keményfagyártás kétfázisú koncepciójaként.



3.2.3 Az éghajlatváltozás kihívásai

Katharina Lapin, Maarten de Groot, Debojyoti Chakraborty

Bevezetés

Az éghajlatváltozás korunk egyik legnagyobb kihívása. A védett területek világszerte hozzájárulnak az éghajlatváltozás mérsékléséhez és az ahhoz való alkalmazkodáshoz. A védett területek kijelölésének hagyományos módja azonban az éghajlatváltozás transznacionális jellege miatt a jövőben nem fog működni. Felismerve a kritikus élőhelyek, a biológiai sokféleség és a kulturális tájak fontosságát, világszerte különböző típusú védett vagy természetvédelmi területeket jelöltek ki. Az éghajlatváltozás során azonban ezeknek a védett területeknek a céljaik eléréséhez szükséges hatékonyság vita tárgyát képezte. Számos tanulmány számolt be az éghajlatváltozás védett területekre gyakorolt valószínű következményeiről, elsősorban az élőhelyek és a biológiai sokféleség elvesztésére összpontosítva. Európában intenzíven tanulmányozták az éghajlatváltozás védett területekre gyakorolt hatásait.

A védett területek tárolják a szárazföldi szén 15%-át, és ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak a katasztrófacsökkentés, a vízellátás, az élelmiszer- és közegészségügyi szolgáltatások érdekében. Közel 30 millió hektár európai erdő védett. Ezért különösen az erdei ökoszisztémák játszanak fontos szerepet a környezeti funkciók megőrzésében. 2005 és 2015 között például az erdei biomasszában lévő szén éves átlagos lekötése elérte a 719 millió tonna CO₂-t. Az éghajlatváltozás azonban a védett területek számára is a legnagyobb kihívások közé tartozik. Az UNESCO természeti világörökségi helyszíneit fenyegető legnagyobb veszélyek például az invazív fajok, az éghajlatváltozás és a turizmus hatásai. A 2014-es Outlook-értékelés megállapította, hogy az éghajlatváltozás a leggyorsabban növekvő fenyegetés a természeti világörökségre.

A parti erdő ökoszisztémák Európa legvédettebb területei közé tartoznak. Ezek különösen fontosak a szénkészletek felhalmozódása, a szén-dioxid-gyors rövid távú megkötéséhez és az ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtásához, bár a globális földfelszínnek csak 0,5–1%-át fedik le. Az éghajlatváltozásnak a parti erdő ökoszisztémákra gyakorolt kihívásainak megértése segít alkalmazkodni ezekhez az új éghajlati viszonyokhoz, és a jövőben növeli a parti erdők ellenálló képességét.

Ebben a fejezetben szintetizáljuk az éghajlatváltozás legnagyobb kihívásait a szakemberek, a természetvédelem és az erdőgazdálkodók számára, és betekintést nyújtunk számukra a parti erdők alkalmazkodására és mérséklésére vonatkozó gazdálkodási stratégiákról.

Abiotikus hatások

A legújabb megfigyelések az erdők változó válaszait mutatják az éghajlatváltozásra. Az abiotikus kihívások közé tartoznak az erdőtüzek és a viharkárok, az aszályesemények, valamint a csapadék csökkenése és eloszlásuk változásai. Az európai éghajlati előrejelzések földrajzilag változatos képet mutatnak a változásokról, beleértve a magas hőmérsékletű szélsőségek, az aszályesemények és a heves csapadékesemények növekedését. A szélsőséges időjárási események az erdők termelékenységének és vitalitásának csökkenését okozzák. Dél-Európában az erdőtüzek számának növekedését jósolják, míg Közép-Európában a klímaváltozás miatti viharok okozta károk növekedni fognak.

Biotikus hatások

A biotikus hatások szorosan kapcsolódnak az abiotikus hatásokhoz, és a biotikus fenyegetések elmozdulását okozzák az erdei ökoszisztémákra. Európa erdőkárait leggyakrabban biotikus hatások okozzák. Az éghajlatváltozás növeli a biotikus fenyegetéseket, amelyek kiszámíthatatlanságuk miatt rendkívül kihívást jelentenek. A biotikus kihívások közé tartoznak a növekedési ütemek, a fenológia, az összetétel, a fajok eloszlásának változása, valamint az erdőket fertőzött kártevők és betegségek növekedése. A kártevők és betegségek eloszlása az erdőkben nagy valószínűséggel délnyugatról északra tolik el, és növeli az éghajlatváltozás alatti erdei ökoszisztémák károsodását. Ezenkívül a téli hőmérséklet emelkedése befolyásolja egyes kártevőfajok túlélését és azt az időszakot, amikor a fajok hatással lehetnek a fákra. Következésképpen a biotikus fenyegetések nagysága a főbb vegetációs típusok átalakulásához vezethet Európában.

Adaptív erdőgazdálkodás

Az éghajlatváltozás kihívásai rövid távú és hosszú távú gazdálkodási intézkedéseket igényelnek. Íme néhány példa a gazdálkodáshoz való alkalmazkodási intézkedésekre, amelyek célja az erdők stresszállósága, rezilienciája és dinamikus reagálásának támogatása és segítése az ökoszisztéma funkcióinak megőrzése érdekében.

Integratív területrendezés

A védett területek rezilienciáját az alkalmazkodási intézkedéseknek a területrendezésbe való integrálása is támogathatja. A tájszintű földhasználat-tervezési megközelítés felül fogja kerekedni az ágazatközi korlátokon.

Korai előrejelző rendszerek

Az éghajlatváltozás biotikus és abiotikus fenyegetéseire vonatkozó korai előrejelző rendszer létrehozása – amely nemzetközi transzdiszciplináris keretbe ágyazódik – kritikus fontosságú a felügyeleti programok sikere szempontjából.

Szilvickulturális alkalmazkodási intézkedések

Az állványszerkezetek igazgatásának silvickulturális intézkedésekkel történő kiigazítása az erdő ellenálló ökoszisztémává alakítását célozza a helyi helyszín körülményei, szükségletei, kockázatai, irányítási céljai és megvalósíthatósága tekintetében. A rövidebb forgási időszakok például csökkentik a széldobás kockázatát. A hosszabb rotációs időszakok azonban elősegíthetik a természetes regenerálódást az árnyékos körülmények miatt. Egy másik megközelítés a természetes utódlási folyamatok és a fajok migrációja szándékos alkalmazása. A fák sokfélesége ellenállóbbá tenné az erdőket az éghajlatváltozás következtében a kártevők és betegségek kiterjedésével szemben.

Fafajok és eredetek kiválasztása

Az erdőknek az éghajlatváltozással kapcsolatos fenyegetésekre adott válasza nagymértékben függ az eredettől, a regenerációs potenciáltól és a fafajok összetételétől. A jól alkalmazkodott őshonos fafajok és a megváltozott éghajlati viszonyokhoz való származás használatra széles körben elfogadott adaptív intézkedés. A nem őshonos fák bevezetése előtt kockázatértékelést kell végezni. A már invazívnak tekintett nem őshonos fafajok nem ajánlhatók ültetésre („Nem őshonos növények kezelése”) fejezet).

Ökoszisztéma helyreállítása

A parti erdő ökoszisztémáit az emberek nagymértékben módosítják. A folyóvizek csatornázása a talajvíz szintjének és az árvizek jellemzőinek változásához, valamint a vízi és szárazföldi ökoszisztémák élőhelyi összeköttetésének csökkenéséhez vezetett. A parti helyreállítások azonban hozzájárulnak az éghajlatváltozáshoz való ökológiai alkalmazkodáshoz (lásd **3.1.1 A természetes vagy mesterséges regeneráció kiválasztása**).

Outlook és összefoglaló

Az éghajlatváltozás hatással van a védett parti területekre, mivel világszerte veszélyt jelent az ökoszisztémákra. Az éghajlatváltozás legnagyobb kihívásai közé tartozik a magas hőmérsékletű szélsőségek növekedése, az aszályesemények és a heves csapadékesemények, valamint a biotikus fenyegetések, mint például a kártevők és betegségek terjedése az erdőkben. Az erdőgazdálkodási intézkedések segíthetnek az erdők stresszállóságának, ellenálló képességének és dinamikus válaszában támogatásában és támogatásában az ökoszisztéma funkcióinak megőrzése érdekében.



3.2.4 Hogyan kezeljük a vadállományt és védjük meg az erdőket a vadkártól?

Markus Sallmannshofer, Silvio Schüller



3.2.4-1. ábra: Gémszarvas



3.2.4-2. ábra: Vaddisznó

Vadkezelési és -védelmi módszerek

Az őshonos vadfajok őshonosak az erdőkben. A széttöredezett élőhelyek, a migrációs útvonalak diszjunkcionált útvonalai, valamint a forgalom és más emberi tevékenységek zavarai arra kényszerítették a vadakat, hogy jó védelemmel rendelkező nyugodt területekre koncentráljanak. Ennek eredményeként ezek a fajok ma erősebben kapcsolódnak az erdei ökoszisztémákhoz, mint természetüknél fogva. A parti erdők gazdag helyszíni termelékenységben és növényi sokféleségben, ami vonzóvá teszi őket számos patás vadfaj, például az őz, a gómszarvas és a vaddisznó számára (3.2.4-1. ábra, 3.2.4-2. ábra). Az erdei élőhely vonzerejét a vadon élő vadak számára az élelmiszerforrások széles skálája és az élelmiszer-független tulajdonságok, például a védőszerkezetek, az erdei éghajlat és az alacsony zavar gyakorisága befolyásolja. Emellett vadászati céllal bevezették a parlagonyt, a sítka szarvasokat és a muflont, mivel a vadfajok széles skáláját gyakorolták a nemesi földtulajdonosok, és manapság a szabadidős vadászatot az erdei vállalkozások fontos bevételi forrásának tekintik.

A vadfajok erdőinek biotikus hordozókapacitása leírja, hogy a vadpopuláció milyen nagyot nőhet természetes vagy mesterséges szabályozás nélkül. Ezt az élőhely minősége írja le, amely főként rendelkezésre álló élelmiszerekből és tőrből áll. A gazdasági teherbíró képesség olyan népességméretet ír le, amely nem befolyásolja a szilviculturalis célkitűzéseket. Ha a biotikus alatt van, az erdők regenerálódásában és a faállományban a vadkárok keletkeznek, ami csökkentheti a fontos ökoszisztéma-funkciókat. A negatív következmények közé tartoznak az erdők regenerálásával kapcsolatos problémák a kiválasztott böngészéssel, a gombák logfertőzése az ebből következő fa értékcsökkenéssel, az éves növekedés veszteségei, valamint az erdők stabilitásának és biológiai sokféleségének általános csökkenése. Kompromisszumra van szükség a vadászati bevételek gazdasági előnyei és a szilviculturalis veszteségek között. A teljes költségvetés szerint az erdőkben a vadkárok által okozott bevételkiesések gyakran meghaladják a vadászatra szánt földbérletből származó jövedelmet.

A vadkárok és annak értékelése

Annak ellenére, hogy a vad hatása nem mindig negatív, de hasznos lehet, a kár osztályozása mindig szubjektív. A vadkárok a cél és a jelenlegi erdőviszonyok összehasonlításával értékelhetők. Az erdőkben a célzott feltételek több kritériumból származnak, beleértve az

erdők regenerálására vonatkozó követelményt, a tervezett fajok arányát egy bizonyos regeneráló rétegen belül, valamint a természetes regenerálódás megállapításának várható idejét. A jelenlegi erdőkörülmények hatékonyan értékelhetők a kulcsfigurák állandó vagy időbeli véletlenszerű mintavételével. Ilyen mutatók a fiatal fák hektáronkénti mennyisége, a kár száma és mértéke, valamint a fajok és a keverék típusa aránya a különböző erdei rétegekben és kor- vagy magasságosztályokban. A természetes regeneráció mellett az idősebb korosztályokat is értékelni kell, például a kéregcsíppelés tekintetében. Különböző kritériumokat kell hozni az erdő típusára, az gazdálkodási rendszerre, a jelenlegi vadfajokra, a célzott erdészeti funkciókra és a várható ökoszisztéma-szolgáltatásokra.

Azonban a vad károsodása nem az egyetlen oka a regenerációs problémáknak. Egyéb figyelembe veendő tényezők közé tartozik a szarvasmarha legeltetése, a sűrű koronarétegek miatti fényhiány, a vastag gyógynövényrétegek, a szülői fák hiánya vagy a gyümölcsösítés, valamint a tendring esetleges hiánya (lásd **3.1.1 A természetes vagy mesterséges regeneráció kiválasztása**). A vadak erdőrehabilitációra gyakorolt hatásának értékelésére szolgáló szabványos eljárás kis, bekerített ellenőrzési területek létrehozása a természetes regeneráció nyomon követésére és összehasonlítására védelemmel és védelem nélkül. Az ilyen területek lehetnek kicsiek (3 x 3 m), de meg kell ismételni az adott erdőben.

A biotikus és a gazdasági teherbíró képesség közötti növekvő szakadék miatt növekszik a vadak takarmányozási nyomása az erdei növényekre és a regenerációra, valamint a további vadvédelmi és -kezelési intézkedések alkalmazásának szükségessége.

A vadon élő állatok ökológiai területrendezése a vadkárok elkerülése érdekében

A vadon élő állatok ökológiai területrendezése, amelynek célja a vad élőhelyek védelme és az erdő vadkárainak elkerülése, megfelelő eszköznek tekinthető a vadon élő állatok földgazdálkodásba történő integrálására. Nagy léptékű végrehajtásához az erdészet, a vadászat, a mezőgazdaság, az idegenforgalom és más földhasználat valamennyi érdekeltjének bevonására van szükség. A vadon élő állatok ökológiai területrendezésének a vadpopulációk jobb térbeli eloszlására kell törekednie a vadkárok elkerülése érdekében. A lehetséges intézkedések magukban foglalhatják a (szezónális) élőhelyek azonosítását, a biotópok újracsatlakozását, valamint a vadászati tevékenységek összehangolását és módosítását. A veszélyeztetett területeken a relatív élőhelyminőség (a vad vonzerejének a környező környezethez képest) csökkentésével a vadak térbeli eloszlása szabályozható.

A vadak szakszerű szabályozása és vadászati intézkedései

Az élőhelyek vonzerejének csökkentése érdekében fel kell emelni a

prioritási területen belüli zavarokat, például a vadászati intézkedések kiemelt területekre történő összpontosításával. Ehhez egy terület egyértelmű (legfeljebb 100 ha-ig ajánlott) és ebből következő intézkedés-végrehajtásra van szükség. Ugyanakkor csökkenteni kell az elsőbbségi területen kívüli zavarokat. Az időbeli időközönkénti vadászat, mint például a néhány intenzív hétre csökkentett vadászati idő, csökkentheti a zavarokat, míg a népesség csökkentésére irányuló erőfeszítések csökkennek (mivel a vad kevésbé félénk lesz). Ezenkívül a vad más, alacsony sebezhetőségű területekhez is vonzódhat, mivel a biotóp minőségét réteken, dedikált böngészési területeken vagy kiterjedt táplálkozáson keresztül növeli. A táplálkozás télen csökkenti a vadhalandóságot és növeli a reprodukciós arányt. Nagy léptékű koordinációra és professzionális élelmiszerellátásra van szüksége (minőség, mennyiség és etetési intervallumok, amelyek időbelileg alkalmazkodnak a célzott vadfajokhoz). A vad szabályozásának mennyiségi és minőségi szabályozási tervezést kell követnie, beleértve a vad nemi arányának megértését is. Például a nők szabályozása a legerősebb hatással van a népesség növekedésére. A csökkenés-igazgatásnak figyelembe kell vennie és ellenőriznie kell a lakosság láthatatlan, nem megszámlálható részeit is (a gömszarvasok legfeljebb 50% -a gyakran hiányzik a megfigyelésből). A vadászterületek határát ellenőrizni kell a hatékonyság szempontjából. A tartósan változó vadászati szokások (időbelileg és térbelileg) elkerülik a vad adaptációt. Megfelelő vadászleítványok és infrastruktúra szükséges. Nagy problématudatos hivatásos vadászszemélyzetre lehet szükség, miközben olyan vadászbérlőkre van szükség, akik nem működnek együtt. Lehetőség szerint előnyben kell részesíteni a rugalmas bérleti szerződéseket, amelyek éves kilépési lehetőségekkel rendelkeznek, és egyetlen lövési szerződést értékesítenek.

Erdészeti intézkedések

Az erdő vadkárokkal szembeni sérülékenységi az erdészet befolyásolja: a szilviculturális irányítási rendszer, a regenerációs típus és a regenerációs időszak, valamint az állványszerkezet, a keverék és a ritkító hatás sebezhetősége. Az erdészek felelősek a szilviculturális sikerek objektív ellenőrzéséért, a cserjék és fajok szilviculturális érdek nélküli fenntartásáért (takarmányozási nyomás eloszlása), technikai védelmi intézkedések kezdeményezéséért az érdekelt fajok számára, együttműködnek a vadászokkal és támogatják a vadszabályozást a löcsapok vágásával.

Mezőgazdasági intézkedések

A tájat körülvevő erdők szerkezeti elemei fontosak ahhoz, hogy a vad elhagyja az erdőt, és még mindig védve legyen, különösen télen. A réteket télen legeltetésre kell hagyni, hogy csökkentsék az erdőkre nehezedő táplálkozási nyomást.

Látogatókezelés

Az érzékeny területeken a vadak élőhelyeit és csendes zónáit megkönnyítheti a járdák korlátozása, a kutya pórások kötelező használata, az érdekelt felek oktatása és a zsákutcák elkerülése. A látogatóknak időlegesen és térbelileg a kevésbé veszélyeztetett területeken kell koncentrálni.

Műszaki favédelem

A nagyvadak kényszerítése miatt a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban bevett gyakorlat, hogy technikai eszközökkel védik a természetes és mesterséges regenerációs területeket, mivel a vadnyomás túl magas ahhoz, hogy más lehetőségek is jogosultak legyenek (Fig. . 3.2.4-3). A védelmi intézkedések megválasztása a vadfajoktól és a védendő eszközöktől függ. A leggyakoribb védelmi intézkedéseket az alábbi táblázat foglalja össze:

Területvédelem				
Típus	Gímszarvas	Vaddisznó	Előny	Hátrányai
Szerkezeti acélháló fa cölöpökkel	Biztonságos	Biztonságos	Rendkívül robusztus	Magasak a telepítés költségei
Drótháló fa cölöpökkel	Biztonságos	Csak akkor, ha a földbe van rögzítve	Robusztus	Magasak a telepítés költségei
Fa kerítések	Biztonságos	Biztonságos	Az előkészített elemek egyszerű telepítése Könnyen javítható sérülés esetén Újrafelhasználás lehetséges Nincs szükség eltávolításra	Előkészítési erőfeszítések és költségek
Műanyag háló fa cölöpökkel	Nem	Nem	Elegendő az őz ellen Olcsó és könnyen telepíthető	Nem tartós
Egyéni favédelem				
Drótháló	Biztonságos a vetkőzés ellen	Egyéb cél	Egyedül nyílik átmérő növekedéssel	2-3 m magas növények szükségesekek
Műanyag burkolat fahalmával	Túl rövid ahhoz, hogy megvédje	Egyéb cél	Egyszerű telepítés	Az üvegházhatást okozó hatások túl korai csírázást okozhatnak

Magyarországon, Horvátországban és Szerbiában az újraerdősítésekben kárt okozó domináns vadfajok a gómszarvasok. Ezért a kerítések magasságának legalább 230-250 cm-nek kell lennie. A szarvasok átugorhatnak az alsó kerítéseken. Ha csak makkot kell védeni a vaddisznóktól, elegendőek a 120-130 cm magas kerítések (lásd még: 3.2.6 A biológiai sokféleség gazdagításának integrálása a nyárfa erdőgazdálkodásba).

Megőrzés

Azok a területek, ahol nincs irányítás, mint például a nemzeti parkok központi zónái, nagyon vonzóak a vadon élő vadak számára. A környező élőhelyek tekintetében az ilyen területek gyakran nyugodtak és biztonságosnak tekintik. A vad az ilyen területeken olyan sűrűségekre koncentrálódik, amelyek meghaladják a természetes szintet. Ennek következménye a rendelkezésre álló növényekre gyakorolt magas táplálkozási nyomás. A gazdálkodási céloktól függetlenül a nagy természetvédelmi értékű területeken is szükség lehet vadszabályozásra, hogy lehetővé tegyék a sokszínű erdei növényközösséggel való együttélést. Különösen akkor van szükség vadgazdálkodásra, ha az egyes növényközösségek és élőhelyi jellemzők, valamint azok megőrzési állapota jelentős természetvédelmi cél. Ezzel szemben, ha maga a nagyszabású természeti folyamatok is védettek, a vadhatás a természetes rendszer részének tekinthető, amely végül módosítja a természetes növényzetet és a jövőbeli erdőösszetételt.



3.2.4-3. ábra: Különböző szilárdságú és költségeket szolgáló favédelmi berendezések

Kilátások és összefoglalás

A megfelelő vadgazdálkodás célja, hogy lehetővé tegye a különböző erdőfa- és növényközösségek és a vadon élő állatok populációival való együttélését, fenntartható jövedelmet generáljon mind az erdészeti, mind a vadászati tevékenységekből, fenntartsa a vidéki hagyományokat, és szükség esetén megfeleljen a magas etikai és erkölcsi normáknak. A vad az erdők lényeges része, és természeténél fogva nem okoz kárt a növényközösségek számára. A kár osztályozása erősen szubjektív, és más emberi célokkal való konfliktusából ered. Az elmúlt évtizedekben az erdészetben költségigényes műszaki védelemre volt szükség. A hosszú távú természetvédelmi és erdőgazdálkodási célok eléréséhez kompromisszumra van szükség a vadászatból és a veszteségekből származó bevételek, illetve az erdőgazdálkodás és a biológiai sokféleséggel kapcsolatos védelmi költségek között. A vadon élő állatok ökológiai területrendezése a vadmozgalmi területek térbeli léptékében, valamennyi érdekelt felet bevonva, várhatóan támogatja az intelligens és kiegyensúlyozott földgazdálkodást és elkerüli a konfliktusokat.

Köszönet

és elismerés megy Prof. Dr. Reimoser, akinek a bécsi Természeti Erőforrások és Alkalmazott Élettudományi Egyetemen végzett munkája adta ennek a fejezetnek az alapját. Köszönjük Kovács Gyulának és Silvija Krajer Ostoićnak is észrevételeiket.



3.2.5 Idegenhonos növények kezelése

*Katharina Lapin, Aleksander Marinšek, Maarten de Groot,
Demeter László, Nagy László, Marjana Westergren*

Bevezetés

Az idegen vagy nem őshonos növényfajok olyan fajok, amelyeket természetes múltbeli vagy jelenlegi eloszlásán kívül vezetnek be. Ha az idegen növényfajok problémássá válnak, invazív idegen növényfajoknak nevezik őket. Amint egy invazív idegen növény új területen telepedik le, negatív ökológiai, társadalmi-gazdasági és emberi egészségre gyakorolt hatása lehet. Napjainkban az invazív idegen növények jelentik az egyik legnagyobb veszélyt a globális és helyi biológiai sokféleségre, és elterjedésük nem csúcsonyul ki. A tápanyagban gazdag és gyakran zavart parti erdők az olyan erdőtípusok közé tartoznak, amelyek a leginkább érzékenyek az idegen növények inváziójára. A parti erdőkben a magas tápanyagszint és a gyakori természetes és ember okozta zavarok megkönnyítik az inváziókat, és a folyók rendkívül hatékony szaporítási folyosóként szolgálnak az invazív idegen növények számára. Ezért a parti területeken élő idegenhonos inváziós növények kezelése rendkívül fontos e veszélyeztetett ökoszisztéma biológiai sokféleségének és ökoszisztéma-szolgáltatásainak megőrzése és/vagy helyreállítása szempontjából.

A parti erdőkre vonatkozó erdő- és természetvédelmi gazdálkodási kézikönyv e fejezete a biológiai invázió minden szakaszára alkalmazandó, gyakorlatilag orientált gazdálkodási intézkedésekről szóló információk összegyűjtését és szintézisét kívánja nyújtani: az invazív növények első megjelenésétől az új területen való sikeres elterjedésig. Bár a lehető legátfogóbb gazdálkodási intézkedéseket kívántuk összegyűjteni, hangsúlyozni kell, hogy minden bemutatott irányítási intézkedést egy adott terület helyi körülményeihez kell igazítani. Ezenkívül meg kell jegyeznünk, hogy bizonyos felszámolási intézkedéseket erősen befolyásolhatnak az egyes idegen növényfajok fenológiája és egyéb ökológiai jellemzői. Ezért mindig javasoljuk az idegenhonos inváziós növények biológiájának kutatását a vezetői intézkedések tervezése és végrehajtása előtt. Fontos továbbá a helyi jogszabályok tiszteletben tartása a vegyi és nem vegyi anyag-gazdálkodási intézkedések végrehajtása során. Ennek a fejezetnek az a célja, hogy segítséget nyújtson az összegyűjtött adatokban, hogy megakadályozza az invazív idegen növények létrehozását és terjedését a munkaterület parti erdőiben. A fejezet létrehozása után megelőző intézkedéseket kínál.

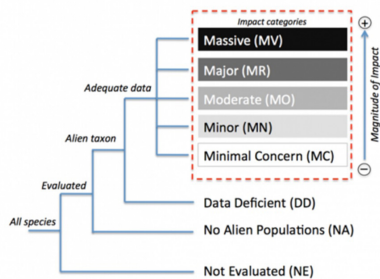
Hatásmechanizmusok és hatásvizsgálatok

Az erdei ökoszisztémákban az idegenhonos inváziós növények által

okozott veszélyek közé tartozik a hibridizáció, a betegségek átvitele és a fajok versenye. Az erőforrásokért folytatott verseny, például amikor egy idegen növény versenyez az őshonos taxonokkal az erőforrásokért (fény, víz, tér), a leggyakrabban jelentett hatásmechanizmus, amely káros hatást gyakorol a parti erdők őshonos taxonjaira. Az őshonos fajokkal való fényért folytatott versenyt például a *Solidago gigantea*, az *Impatiens glandulifera* és a *Conyza canadensis* invazív növényfajok esetében figyelték meg a nagy folyók mentén lévő parti vegyes tölgy-szilfa-köris keményfa erdőkben.

Az idegenhonos inváziós növények másik hatásmechanizmusa a kémiai hatások, mint például az idegen növények azon képessége, hogy megváltoztassák a kémiai és biokémiai talaj tulajdonságait, ami viszont megváltoztathatja az őshonos fajok gazdagságát a talaj felett és alatt. Az *impatiens glandulifera* invazív idegen növény például megváltoztatja a talaj gombás és bakteriális közösségeit. Továbbá az idegen növényekből, például a *Robinia pseudoacacia* invazív idegen fa növényi almának kémiai összetétele magasnitrogénszintet okozhat a felső talajrétegben, ezáltal hatással van az őshonos fajok regenerálására.

Számos politika és jogszabály létezik az idegenhonos inváziós növények terjedésének szabályozására az erdei ökoszisztémákra gyakorolt negatív hatás enyhítése érdekében. Mivel az idegenhonos inváziós növénygazdálkodás pénzügyi forrásai általában korlátozottak, javasoljuk, hogy a jelenlegi és potenciálisan előforduló idegen fajokat az idegen fajok környezeti hatásainak nagysága alapján rangsorolják. Az idegen taxonómiai (EICAT) protokoll nemzetközileg elfogadott módszertana hatékonyan alkalmazható az összes idegen faj hatásának kategorizálására és számszerűsítésére egy teljes taxonómiai osztályon belül, a szakirodalom szisztematikus áttekintése alapján (3.2.5-1. ábra).



3.2.5-1. ábra Az értékelési folyamatrendszerben szereplő EICAT-kategóriák, amelyek az idegen fajokat a környezetre gyakorolt káros hatások nagysága szerint az öt kategória egyikébe sorolják.

A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban az idegenhonos inváziós fajok (rovarok, gombák és növények) EICAT értékelése feltárta, hogy az *Amorpha fruticosa*, a *Fallopia japonica* és az *F. sachalinensis*, a *Heracleum persicum*, a *Humulus japonicus* és az *Impatiens glandulifera* idegen növények a legnagyobb potenciális környezeti hatással rendelkező idegen fajok közé tartoznak a parti erdőkben.

Számos emberi tevékenység támogatja az idegenhonos inváziós növények betelepítését és elterjedését a parti erdőkben. Az ezen emberi tevékenységek, valamint az idegenhonos inváziós növények útvonalainak azonosítására és elfogadására irányuló megelőző intézkedések a leghatékonyabb és legköltséghatékonyabb gaz-

dálkodási intézkedések közé tartoznak. A parti erdőkben például a clearcutting megváltoztatja a fényviszonyokat és az erőforrások rendelkezésre állását oly módon, hogy az idegen növényfajoknak kedvez. Az utóbbiak általában heliofiták, amelyek nagyon intenzív inszolációval rendelkező élőhelyhez igazodnak, saját szerkezetének és anyagcseréjének építése miatt. Továbbá az erdei utak és sétautak építése elősegítheti az idegen növényi magok és minták terjedését a szennyezett talaj és az építőanyagok mozgása révén. Ezért nem szabad alábecsülni annak kockázatát, hogy az erdei utak inváziós útvonalként működnek. A nagyvadak téli etetésében használt takarmány fertőzés forrása lehet.

Ezenkívül az idegen növényfajok azonosításának képessége az invazív idegen növények észlelése a parti erdőterületen való terjedés korai szakaszában. A célcsoport-specifikus képzési anyagok segíthetnek az idegenhonos inváziós növények kockázataival kapcsolatos ismeretek növelésében. A polgári tudományos programok, mint például a DanubeForestHealth eszköz, számos technikai eszközt kínálnak a nyilvánossággal való kapcsolattartáshoz az idegenhonos inváziós növények azonosításához.

A megelőzési intézkedések olyan jogilag kötelező erejű és nem kötelező erejű intézkedéseket is tartalmaznak, amelyek gátolják az idegenhonos inváziós fajok létrehozását egy adott területen. Az idegenhonos inváziós fajok behurcolásának és elterjedésének megelőzéséről és kezeléséről szóló, 2015. január 1-jén hatályba lépett európai uniós rendelet (1143/2014. sz.) korlátozza az idegenhonos inváziós fajok szándékos vagy gondatlan behozatalára, reprodukálására, termesztésére, szállítására, megvásárlására, eladására, felhasználására, cseréjére, tartására és az EU-ba történő szabadon bocsátására. Az Unió által érintett idegenhonos inváziós fajok jelenlegi listája 36 növényfajt tartalmaz, és ezek közül sok olyan parti területeken fordul elő, mint a mennyei fa (*Ailanthus altissima*), a japán komló (*Humulus scandens*) vagy a himalájai balzsam (*Impatiens glandulifera*).

Kockázatértékelés

Néha az idegen növényeket, például a nem őshonos fákat vagy a réti vetőmagkeverékekben lévő gyógynövényeket szándékosan használják az erdészetben vagy az ökoszisztéma helyreállításában. Ezekben az esetekben, amikor nem őshonos fajok szándékosan használják, javasoljuk, hogy végezzen helyspecifikus kockázatértékelést. A kockázatértékelésre vonatkozó minimumkövetelmények a következőket tartalmazzák: 1) alapvető fajok leírása; 2) a honosítás vagy invázió valószínűsége; 3) eloszlás, diszperzió és hatások; 4) a bevezetési útvonalak értékelése; 5) a biológiai sokféleségre és az öko-

szisztémákra gyakorolt hatások értékelése; 6) az ökoszisztéma-szolgáltatásokra gyakorolt hatások értékelése; 7) a társadalmi-gazdasági hatások értékelése; 8) a veszélyeztetett vagy védett fajállapot vagy a veszélyeztetett élőhely figyelembevétele; 9) az éghajlatváltozás jövőbeli hatásainak értékelése; 10) a befejezés akkor is lehetséges, ha információhiány áll fenn; 11) az információforrások dokumentálása; 12) összefoglaló következetes és értelmezhető formában; 13) a bizonytalanság beépítése; 14) Minőségbiztosítás. Javasoljuk azonban, hogy forduljon egy nemzeti szakemberhez, aki részletesebb információkat tud nyújtani az Ön területén végzett kockázateértékelésről és az Ön számára érdekes idegen fajokról.

Ellenőrző

Az invázió korai szakaszában a korai felismerés és a gyors felszámolás költséghatékony intézkedés az idegenhonos inváziós növények terjedésének megállítására, ami általában az idegenhonos inváziós növénypopuláció sikeres észlelését követi nyomon követés során. Az elmúlt évtizedekben számos különböző nyomonkövetési rendszert vezettek be helyi, regionális és országos szinten. Az idegenhonos inváziós növények megfigyelésének alapelve a szisztematikusan elhelyezett telkek ismételt megfigyelése egy több éven át aggodalomra okot adó helyen. Az ellenőrzéshez képzett ellenőrök személyzete és az azonosításhoz azonosító anyagok szükséges. A megfigyelési folyamat egyszerűsítésére és javítására más technikai eszközöket fejlesztettek ki: a környezeti DNS (eDNA) például felhasználható a közvetlenül víz- vagy üledékmintákból nyert genetikai anyagok felmérésére.

Mechanikus vezérlés

A mechanikai ellenőrzési intézkedések magukban foglalják a kézi hűzást, vágást, mulcsozást, girdling kezelést stb., Beleértve a különböző eszközök, például fűnyírók vagy trimmerek használatát teljes idegenhonos inváziós növények vagy növények részeinek gyökerestőkésére, vágására, eltemetésére, megfojtására vagy elégetésére.

A kézi mechanikai ellenőrzési módszerek, például a kézhűzás sikere az invazív idegen növényfajok morfológiájától, valamint a képzett személyzet készségeitől és technikáitól függ. A legtöbb növényfaj esetében fontos, hogy teljesen vagy ismételten eltávolítsuk a gyökérrendszert, valamint a növény túlhajló részeit, ha egy faj képes vegetatív szaporításra. Néha több évbe telik, amíg egy növényt sikeresen eltávolítanak vagy kimerítik (e. g. *Solidago gigantea/canadensis*, *Fallopia japonica*, *F. x bohemica*, *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa* stb.). Ebben az esetben kitartásra és következetességre van szükség. Különös figyelmet kell fordítani a növényi ma-

radékok kezelésére is. Ezeket műanyag lemezekon kell gyűjteni és műanyag zacskókban kell szállítani, hogy a magok, gyümölcsök és a növények egyéb részei (a vegetatív szaporítás lehetősége!) ne terjedjen tovább más területeken. A növényi maradékokat meg kell szárítani, elégetni vagy át kell adni az ilyen hulladékkal foglalkozó illetékes szolgálatoknak.

A vágás és legeltetés hatékony megoldás a lágyszárú és fás invazív idegen fajok számára. A fluoreszcencia és a vetőmagtermelés előtt ajánlott vágási és legeltetési intézkedéseket végezni. A legeltetés kevésbé munkaigényes, és állítólag pozitív mellékhatásai vannak a tájökológiára. Például a helyi jogszabályok tekintetében a szarvasmarhával, lovalkal, házimalacokkal és juhokkal való legeltetés hatékonyan felhasználható az idegen invazív cserjefajok ártéri erdőkben való terjedésének megakadályozására (Fig. 3.2.5-2, 3.2.5-3). Mivel ezek az invazív cserjefajok létrejöttek (2-5 évvel a csírázás után), bőségük csökkentése türelmes és állandó legeltetést igényel az ártéri erdőkben (pl. nyárültetvényeken).



3.2.5-3. ábra Lovakkal legeltetés az északkelet-olaszországi Friuli-Venezia Giulia Isola Della Cona vizes élőhely természetvédelmi területén



Szám 3.2.5-2 a) A rendszeres legeltetés megakadályozza az invazív cserjefajok kialakulását és terjedését a temesi folyó mentén található nyárültetvényeken Szerbiában; b) Sűrű *Amorpha fruticosa* és *Fraxinus pennsylvanica* cserje réteg egy ungrazed nyárfa ültetvényen

A mulcsozás viszonylag roncsolásmentes mechanikai ellenőrzési módszer, amely kizárja a fényt a csírázásból és gátolja a fotoszintézist, szalmával, kéreggel, dugványokkal, műanyag burkolatokkal vagy papírral borítva. Ezt az intézkedést általában a mezőgazdasági gyakorlatban használják többnyire éves gyomok ellenőrzésére. Mulcsozás sikeresen használják, hogy ellenőrizzék *Impatiens glandulifera*.

A területtől függően javasoljuk, hogy ismerkedj meg a korlátozásokkal és a fajok szaporodásbiológiájával. A mechanikus ellenőrzési intézkedések alkalmazása általában olyan tervezett stratégiát igényel, amely magában foglalja a nyomon követési, elszigetelési, kezelési és nyomonkövetési intézkedéseket a siker értékeléséhez. Sok esetben a mechanikai ellenőrzési intézkedések csak az invázió kezdeti szakaszában megvalósíthatók. Egyrészt a mechanikai vezérlés célját ritkán érik el nagy erőfeszítés és költségek nélkül. Ezért a mechanikai ellenőrzési intézkedéseket általában kis meghatározott területeken kísérlik meg. Másrészt a mechanikai ellenőrzési intézkedések, ha helyesen alkalmazzák, kevésbé károsak a környezetre és az őshonos ökoszisztémára, mint a kémiai intézkedések. Ez nagyon hasznossá teszi a mechanikai ellenőrzési intézkedéseket védett területeken, ahol a kémiai vagy biológiai ellenőrzés nem lehetséges, vagy jogilag tilos. A parti erdőkben a himalájai balsam (*Impatiens glandulifera*), a menny fája (*Ailanthus altissima*), a hogweeds (*Heracleum sp.*) vagy a közönséges tejfű (*Asclepias syriaca*) kis állványainak felszámolására mechanikus ellenőrző intézkedéseket alkalmaztak.

Kémiai ellenőrzés

A vegyi anyag-ellenőrzési intézkedések a növényvédő szerek szelektív és lokalizált permetezésére vagy elkenésére vonatkoznak. A gyomirtó szerek alkalmazása, különösen a glifozát alkalmazások, költséghatékony kémiai ellenőrzési intézkedések, amelyek segítenek elkerülni a talajfelszíni zavarokat és az invazív idegen növények későbbi csírázását, de negatívan érintik a nem célzott növényfajokat és a környezetet. A következő években figyelemmel kell kísérni a helyszíneket, hogy értékeljék a kezelés sikerét és negatív mellékhatásait. Időnként a kezelést meg kell ismételni a következő években. Különösen a partierdő ökoszisztémákban nem ajánlott kémiai ellenőrzési intézkedések alkalmazása. Ezenkívül a jogi korlátozások gyakran gátolják a gyomirtó szerek használatát az erdei ökoszisztémákban.

Biológiai kontroll

A biológiai ellenőrzési intézkedések élő szervezetek (biológiai ágens) bevezetésére vonatkoznak az idegenhonos inváziós növényfajok versenyképességének csökkentése érdekében. Ezeknek az intézkedéseknek hosszú távú negatív hatásai lehetnek, és a végrehajtás

előtt konzultálni kell egy helyi szakértővel. A nemzeti és helyi jogszabályokat tiszteletben kell tartani, és a biológiai anyagok kibocsátása előtt megfelelő kockázatértékelést kell végezni. A gyakorlatban a biológiai ellenőrzési intézkedések alkalmazása a szervezetek széles körét foglalja magában:

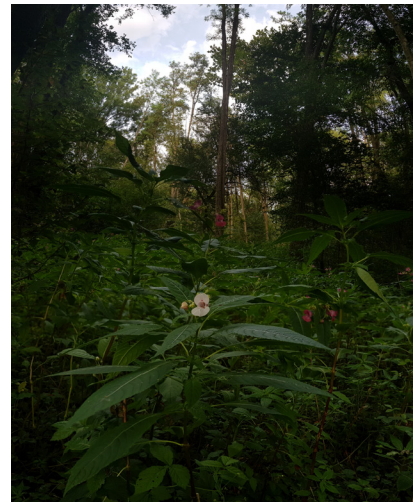
A nyúl legeltetését például a kiskunsági nemzeti parkban a tejfű (*Asclepias syriaca*) ellenőrzésérehasználták. Kísérleti vizsgálatokban specifikus rozsda gombák(*Puccinia komarovii* var. *glanduliferae*) az *Impatiens glandulifera* szabályozására használták (3.2.5-4. ábra). Ezenkívül a *Verticillium* spp. nemzetségben lévő gombák, mint például a *Verticillium nonalfalfae* izolálása, jelenleg az *Ailanthus altissima* elleni leghatékonyabb biológiai szernek számítanak.



3.2.5-4 A himalájai balzsam (*Impatiens glandulifera*) és az óriás knotweed (*Fallopia sachalinensis*) inváziója

A szilviculturális intézkedések kiigazítása

A szilviculturális intézkedések kiigazítására vonatkozó ajánlások közé tartoznak a megelőző intézkedések, például az őshonos fafajok ültetésére vonatkozó ajánlás. Ezenkívül adott esetben folyamatos fafedél és hosszabb forgatási időszakok ajánlottak az árnyékosabb körülmények előmozdítása érdekében. Kerülni kell a talaj eltávolítását is, különösen akkor, ha a területet rendszeresen elásztják, mert az idegenhonos inváziós fajok szaporításai könnyen szállíthatók vízzel egy előkészített talajba, ahol elegendő fényt találnak a csírázáshoz és a növekedéshez is. Kerülni kell az erdőterületek enyhe elvékonyodását az idegen növényfajok erdőbe való behurcolásának útvonalaként szolgáló kezelési zavarok kockázatának csökkentése érdekében. Az erdő széleit meg kell őrizni, mert a sűrű, többretegű lombkorona megakadályozhatja vagy lelassíthatja az invazív fajok környezetből való bejutását. Az erdei utak mentén a folyosók rendszeres kaszálása hatékonyan igazgatja ennek az útvonalnak. Végezetül előnyben kell részesíteni az egyszerű kivágás alternatív vágási rendszereit, mint például a válogatást vagy a folyamatos fedezetű erdészetben alkalmazott menedékfa rendszereket.



3.2.5-5 Himalájai balzsam (*Impatiens glandulifera*) Ázsiában őshonos

A sérült ökoszisztémák helyreállítása

A parti erdők hosszú távú ellenálló képessége javítható megfelelő helyreállítási intézkedések végrehajtásával egy olyan ökoszisztéma helyreállításának elősegítése érdekében, amelyet idegenhonos invá-



3.2.5-6 Pokeweed (*Phytolacca americana*) Észak-Amerikában őshonos és Európában terjed

ziós növények vagy más invazív szervezetek (például rovarok vagy gombák) degradáltak, megrongáltak vagy elpusztítottak. Az ellenőrzési intézkedések költségei magasak és aránytalanok lehetnek a helyreállítás előnyeire képest. Bizonyos esetekben azonban a hagyományos földhasználati gyakorlatok, mint például az erdő legelése, költséghatékony eszköz lehet a helyreállításhoz.

CHECK LIST INVASIVE ALIEN PLANTS

Recommendations for the planning process of management measures for invasive alien plants in riparian forests.

- 1 SET A GOAL**

Identify the environmental risks of a currently or potentially occurring invasive alien plant in your area of interest.
- 2 KNOW YOUR ALIENS**

Certain eradication measures can be strongly influenced by the phenology and other ecological characteristics of each individual alien plant species. Therefore we always recommend researching the biology of the invasive alien plant before planning the management actions.
- 3 RESPECT LEGISLATION**

Respect the local, national and regional legislation when implementing chemical and non-chemical management measures.
- 4 IDENTIFY PATHWAYS**

We recommend identifying the pathways, such as forest roads, and human activities in the riparian forest site and to increase the awareness of the land-use managers or any other person involved in the human activities along potential pathway for invasive alien plants.
- 5 PRIORITIZE THE ALIENS**

As financial resources for invasive alien plant management are usually limited, we recommend to prioritise the present and potentially occurring alien species according to their the magnitude of environmental impacts of alien species.
- 6 TALK ABOUT YOUR WORK**

Target group-specific training material can help to increase the knowledge on invasive alien plant risks. Citizen science programmes also offer a large set of technical tools to engage with the public to identify invasive alien plants.
- 7 ADAPT YOUR MANAGEMENT**

Management measures need to be adapted to the local circumstances of the given area.
- 8 MONITOR RISK & SUCCESS**

Monitoring is useful for early detection and rapid eradication at an early stage of invasion as well as after conducting the management measures to control the success.

REFOCUS Forest and conservation management handbook for riparian forests.
 Resilient riparian forests as ecological corridors in the Mura-Drava-Danube Biosphere Reserve

3.2.5-7 Idegenhonos inváziós növények listájának ellenőrzése



3.2.6 A biológiai sokféleség fenntartása, mint szempont integrálása a nyárgazdálkodásba

Markus Sallmannshofer, Werner Ruhm

Háttér

A rendkívül termelékeny talajok és a helyileg változó környezeti feltételek miatt az ipari erdők különösen gazdagok a fajok sokféleségében, beleértve számos speciális növény- és állatközösséget. A puhafa árterek tipikus karakterfa fajai, mint például a különböző fűzfák, a fekete-fehér nyár, alkalmazkodnak a folyók erodáló és lerakó erói által okozott rendkívül dinamikus geomorfológiához. Afényigényes úttörő fajok preferenciálisan csírásznak a nyers talajokon, és így növényzettől, homoktól és kavicsos partoktól mentes talajra van szükségük. Az ilyen élőhelyeken az ellenállóbb áradásoknak, mint bármely más fafaj. A folyami szabályozás miatt a puhafa-parti erdők természetes dinamikája elveszett, és a puhafa fafajok elvesztették tipikus élőhelyüket, és másodlagos helyekre, például kavicsbányákba kerültek. A számos szabályozott folyó mentén az áradások csökkenő gyakorisága elősegíti a versenyképes növényzetet és az úttörő puhafa árnyéktűrőbb keményfa erdőkké történő érését.

Nyár tenyésztése

A 19. század második felében megkezdődött a különleges tulajdonságokkal rendelkező nyárfajták tenyésztése és kereskedelme, mint például a nagy növekedési teljesítmény és a betegségállóság. A hibrid nyár tenyésztése a 20. század elején ^{kezdődött:} a különböző nyárfafajok közötti különösen gyorsan növekvő keresztek népszerűvé váltak az erdészetben. Végül a második világháború okozta fahiány támogatta a nyárfák kutatóintézetek alapítását és a hibrid nyárfák bevezetését számos országban.

A jelenlegi nyárfajtákat a nagy növekedési teljesítmény, az alak és a betegségállóság érdekében választják ki. Ez csökkenti a forgási időt és növeli a fa minőségét. Egyes erdőterületeken a nyárfák hozamát mutatja, mint bármely más fafaj - ezért sok erdészeti vállalat és az small erdőtulajdonosok inkább a természetüket részesítik előnyben. Ma a puhafa alluviális erdők és a keményfa árterek átmeneti területe a nyár- és nyárhibridekdomináns természetű területei. Jelenleg a high-performance klónok 30 évnél rövidebb rotációs időszakokkal kezelhetők az optimális helyszíneken.

Nyárfák erdőgazdálkodás és -megőrzés

Sok parti erdőben a hibrid nyárfáallványokat hagyományosan mo-

nokultúrákként kezelték (3.2.6-1. ábra), ami felhívta a természetvédők figyelmét, mivel tovább csökkentheti az őshonos puhafa élőhelyeket és az ahhoz kapcsolódó fajközösségeket. Másrészt a nyárfák (pl. fa csomagolása) iránti folyamatos kereslet és a rövid rotációs időszakok a hibrid nyárfát az ártéri erdőket kezelő erdészeti vállalatok egyik gazdasági kulcsfajához teszi, különösen azért, mert más őshonos fajok, mint például az Elm és a Ash súlyos visszaesést tapasztalnak. Ezért az ökológiai és gazdasági érdekek jobb egyensúlyának jobb egyensúlya érdekében a hibrid nyárgazdálkodás és az integrált természetvédelmi intézkedések együttes együttélésére van szükség. Ebben a fejezetben egy olyan megközelítést frunk le, amely figyelembe veszi a nyárbiológiát és az ökológiát, valamint aparti erdők gazdag természeti feltételeit azzal a céllal, hogy erőforrás-hatékony módon növelje a nyárfaállványok biológiai sokféleségét, ugyanakkor csökkentse a nyárfagazdálkodás költségeit.

Nyárfaállványok létesítése

A hagyományos nyárfakezelés magában foglalta a gyökeres dugványok ültetését (a nyár hibridjeit vegetatív módon reprodukálják) rögzített sorokban és 2 x 2 m vagy 3 x 3 m távolságban. Mivel a nyárfák önmagukban nem dobják el az ágakat, a menedzsment magában foglalja a metszési és ritkító tevékenységeket.

A hagyományos térköz alternatívájaként az ültetési sorok közötti 8 m-es nagy távolságok alkalmazása csökkenti az ültetési és kezelési költségeket, aznd lehetővé teszi a természetes oldali növényzet kialakulását. Attól függően, hogy a helyszínen, fehér nyár (*Populus alba*), fűzfák (*Salix sp.*), égerek (*Alnus sp.*) és a madárcseresznyét (*Prunus padus*) gyakran természetes módon, gyakran gyökérvagy csonkcsírákból hozzák létre. Ha az ilyen előnyös vegyes fajok természetesen nem fordulnak elő egymás után, a sokféleség növelhető a nyárfák közötti fa- vagy cserjeültetéssel (3.2.6-2. ábra).



3.2.6-2. ábra: Juharfák a nyársorok között



3.2.6-1. ábra: A nyárfaállványok imparátlanfás forrást és jelentős jövedelmet jelentenek a parti erdőkben tevékenykedő erdei vállalkozások számára.

Az ültetés előtt előfordulhat, hogy a nyársorokat létrehozó csíkokat mulcsolni kell, ha nehéz talaj növényzet van jelen. A sorokon kívül a növényzet természetesen fejlődik. Az ültetés ültetési ekével vagy lyukak ásásával történhet. Elsősorban 2,5 m magas vagy magasabb, nagy gyökerekkel rendelkező 2 éves növények ajánlottak. A fák sorokba ültetése negatív vizuális hatással lehet, de lehetővé teszi az egyszerűsített munkafolyamatot, mind az ültetéshez, mind a szükséges karbantartási munkákhoz. Az erdőlátogatókkal való konfliktusok elkerülése érdekében az állvány látható széle másképp kezelhető, például sövények elhagyásával vagy őshonos cserjék és fák keverékének ültetésével.

A nyárfajtákat az óvodákban klón al szaporítással reprodukálják dugványokon keresztül. A több fajta térbeli és időbeli keveréke növeli a genetikai sokféleséget és biztosítja a kockázat diverzifikációját. Annak ismerete, hogy hol ültettek egy fajtát/klónt ebbe a keverékbe (pl. térképek ültetése), alapvető követelmény, hogy később összehasonlítsuk a fajták sikerét.

Speciális kultúravédelem

Ha csak őz van jelen, a törzs festése elegendő védelmet nyújt a szarvas dörzsölése ellen. A gétes ellen az egyes fák védelme vagy egy egész terület kerítése szükséges. Szerbiában kifejlesztettek egy módszert, amelyben a nyárfa palántákat / dugványokat nyúl dróthálóval csomagolják az ültetési folyamat során. A kicsizűs világos huzalhurokkal történő lezárás megakadályozza, hogy a fa összehúzódjon a kerítéssel, mivel átmérője növekszik (3.2.6-3. ábra). Problémák merülnek fel, amikor a génszarvasok a kerítés fölé lőnek és eltörlik a szárat (3.2.6-4. ábra, lásd **3.2.4 Hogyan kezeljük a vadot és védjük meg az erdőket a károsodástól**).



3.2.6-3. ábra: Annak megakadályozása érdekében, hogy egy fát vastagabbodás esetén kerítés szűkítsen, a lezárásnak csak egy könnyű huzalhuroknak kell lennie, amely a fa átmérőjének növekedésével nyílik meg.



3.2.6-4. ábra: Az Red szarvas lehajol a fiatal nyárfákon legeltetés céljából, és eltörheti a fiatal szárat.

Kultúra karbantartás

Az ültetés után közvetlenül előforduló árvizek rendszeresen felelemlik azokat a növényeket, amelyeknek még nem volt elegendő ideje gyökerezni. Az ilyen gyökerestítés javítást igényel. Az ültetés utáni első 1-2 évben azt javasoljuk, hogy a nyárfák sorai mentén forgó vágóval vágja le a növényzetet. Szükség esetén a hegymászó növényeket, például a vad komlót és a klematiszot kézi ollóval kell eltávolítani, mert a nyárfák lehúzása lelassíthatja vagy akár károsíthatja a fiatal növényeket.

Metszés

Az értékes nyárfa előállítása metszést igényel, általában három fázisban, legfeljebb 6 méteres rúdfűrészrel. A vegyes fafajok másodlagos állványa döntő szerepet játszhat, csökkentve az ágak növekedését és vastagságát. Így a metszés egyes fázisai elhagyhatók.

Ritkítás

Hét-tíz éves kor között a fa sűrűsége általában sematikusan csökken a végső állványsűrűsége elvékonyodással (pl. 4 méter/ sor növényi távolsággal minden második nyár el van távolítva). Az eltávolítás nemcsak a legjobb nyárfák számára előnyös, hanem elősegíti a másodlagos állványt is.

Kilátás

A széles egymástól elterelt nyárkultúrák támogatják az egyes fák növekedését és stabilitását, míg a nyárfák közötti tér lehetővé teszi a vegyes fafajok másodlagos állványának létrehozását természetes regenerációval. A hangsúly kevesebb fa pirosuces ültetési költségek és metszési beavatkozások. Összességében a széles egymástól eltervelt nyárkultúrák lehetővé teszik a gazdasági és ökológiai érdekek jobb integrációját a parti erdőgazdálkodásban.

Köszönet Köszönet

Herbert Tiefenbachernek élelslató megjegyzéseier.



3.2.7 A holtfa szerepe az erdőben

Janine Oettel

Bevezetés

A holtfa létrehozása, fenntartása és kezelése kulcsfontosságú eleme az erdők ökológiai állapotának javításának. A holtfa jellemzőit az erdők természetességének, az ökoszisztéma-szolgáltatások nyújtásának és az erdők biológiai sokféleségének állapotának mutatóiként használták. Az olyan nemzetközi kezdeményezések, mint a biológiai sokféleségről szóló egyezmény (CBD), a Forest Europe (korábban az európai erdők védelméről szóló miniszteri konferencia) és az Európai Környezetvédelmi Ügynökség „Biodiverzitási alapérték” projektje, a holtfát a fenntartható erdőgazdálkodás kulcsfontosságú mutatójaként foglalják magukban. Ezt követően a tanúsítási rendszerek (FSC, PEFC) holtfát vezettek be szabványaikban, amelyek célja a biológiai sokféleség megőrzése¹⁵ és a környezeti értékek megőrzése.

A holtfa hozzájárul az ökoszisztémák működéséhez és az erdők áramlásához a mikroklíma, például a talajnedvesség megváltoztatásával, növelve a víztárolási kapacitást és növelve a tápanyagok rendelkezésre állását. Továbbá a holtfa megkönnyíti a természetes fa regenerálódását, különösen a hűvös éghajlatú erdőkben, például a mérsékelt hegyi erdőkben. Ráadásul az erdőlakó fajok 25%-a függ a holtfától. Például a holtfa alapvető erőforrásokat biztosít a saproxylic (deadwood-függő) fajok számára, mint például a fa hanyatló gombák, ízeltlábúak, bryophyták, zuzmók, madarak és denevérek.

A holtfa fontossága a fajok védelmében meglehetősen jól dokumentált a bogarakban. A szaroxylic bogarak európai vörös listája szerint a vizsgált 688 faj 18% -a veszélyeztetettnek tekinthető, és további 13% -uk közel veszélyeztetettnek tekinthető Európában. A holtfától és az öreg fáktól függenek, amikor a rothadó erdőkben és barlangokban fejlődnek. Ezért sürgősen létre kell hozni olyan tájakat és erdőket, amelyek változatos fakor-szerkezettel, fajvilággal és elegendő számú fával rendelkeznek, amelyek mikrohabitátokat, valamint elegendő mennyiségű holtfát biztosítanak a bomlás különböző szakaszaiban.

Míg a természetes mérsékelt erdőkben a holtfa mennyisége és összetétele (pl. a fa bomlásának állapota, dimenziója) lenyűgöző, a kezelt erdőkben a holtfa súlyosan csökkent erdei összetevő. Ennek megfelelően Európában sok, a holtfától függő biota - különösen a meghatározott típusú holtfától vagy nagy mennyiségű holtfától függő fajok - jelentősen csökkent a kezelt erdőkben, és gyakran a nem kezelt erdőmaradványok elszigetelt populációira csökken. Köztudott, hogy a holtfa mennyiségét és összetételét számos tényező vezérli (pl. állkor, természetes fahalandóság, fajfajok összetétele), és

hogy erősen függ a szilviculturalis erdőgazdálkodástól. Az európai erdők esetében minimumkövetelményként 20–50 m³/ha alapküszöb-tartományt javasoltak a holtfa mennyiségére. A tényleges átlagos térfogat azonban Észak-Európában sokkal alacsonyabb, 8 m³/ha, míg Közép- és Nyugat-Európában valamivel jobb, ha 20 m³/ha-val.

Parti erdők

A parti erdők általában olyan különleges élőhelyek, amelyek gyakran rendkívül termelékenyek, és magas biológiai sokféleséggel rendelkező területeket képviselnek. A magas termelékenység gyakran a holtfa magas bevitelét eredményezi. A jelentések azt mutatják, hogy a holtfa mennyisége változhat. Ausztriában például a térfogat 51 m³/ha, Lengyelországban 22 és 88 m³/ha, Szlovéniában³⁶ és 165 m³ között van, és akár 206 m³/ha is lehet, amint azt Olaszország esetében jelentették. A folyó helyétől és közelségétől függően a holtfa áradások útján is bejuthat a vízbe, és bizonyos helyeken el lehet vinni vagy felhalmozódni.

A saproxylic bogarak gazdagsága korrelál a holtfa térfogatával. Mintegy 242 szaproxylic bogárról számoltak be a Donau-Auen Nemzeti Parkosztrák ártéri erdőiben. Egy ilyen magas érték egyértelműen hangsúlyozza a parti erdők természetvédelmi értékét. Különböző tanulmányok egyetértenek abban, hogy a saproxylic fajok gazdagságát nagymértékben befolyásolja a holtfa mennyisége és átmérője. Della Rocca és munkatársai részletesen 22 cm DBH-ra és 32 m³/ha értékre teszik az ártéri erdők holtfa térfogatának küszö-



3.2.7-1. ábra: Ausztriában egy ausztriai keményfa ártéri erdőben átlagosan 30-50 m³ holtfa térfogat. Az erdőterületek vagy az ökológiai értékkel rendelkező egyedülálló nagy fák kizárása a gazdálkodásból olyan lehetőségek, amelyek növelik a holtfa rendelkezésre állását és ezáltal a biológiai sokféleséget az erdőkben.

bértékét, amely alatt a saproxylic fajok gazdagsága jelentősen csökken. Ezenkívül a holtfa rendelkezésre állása a fejlett bomlási szakaszokban pozitívan korrelál a fajok gazdagságával, míg a kis átmérőjű holtfa, valamint a magas állvány bazális terület negatívan korrelál a fajok gazdagságával.

Kezelési lehetőségek a holtfa arányok növelésére

A holtfa tulajdonságai és az erdők szerkezeti változói nagymértékben befolyásolják a fajok gazdagságát. A holtfa aktív népszerűsítése és integrálása az erdőgazdálkodásba ezért nagy jelentőséggel bír, és az elmúlt évtizedekben különböző irányítási koncepciókban valósult meg. A különböző gazdálkodási koncepciók hasonlóképpen elismerik a régi és az elhalt faértékét, és magukban foglalják annak különböző intézkedésekkel történő előmozdítását, mint például 1) erdőrezervátusok létrehozása, vagy 2) az öreg fák csoportjainak elhagyása a természetes széteséshez. Ezen túlmenően, 3) az élőhelyfák üregekkel vagy fészkekkel való elhagyásával, valamint 4) az álló és fekvő holtfa mennyiségének növelésével a saproxylic fajok maradék populációi megmaradnak az élőhelyek összeköttetése révén, és ezáltal megerősítik ezeknek a fajoknak az eloszlását. A parti erdőkben a holtfa arányának növelésére vonatkozó ajánlások közé tartozik 4a) a betakarított anyag helyszíni elhagyása, 4b) 0,5-1 m magasságú mesterséges tuskók létrehozása és 4c) az egyedülálló, nagy átmérőjű fák kérgének csíkozása lehetőleg napsütötte helyeken, hogy mesterségesen hozzon létre holtfát. Ezenkívül 5) a hosszabb rotációs időszakok biztosítják a holtfa folyamatos ellátását



3.2.7-2. ábra: Az elhalt fa felhalmozódása a fakitermelési műveletek után. Azáltal, hogy a betakarítási folyamat során kevés vagy semmilyen gazdasági értékkel nem rendelkező ágakat, törzseket és tuskókat hagynak hátra, elősegítik a holtfa rendszeres gazdálkodásba való integrálását.

és a holtfa rendelkezésre állását a bomlás későbbi szakaszaiban. A különböző irányítási koncepciók azonban eltérőek az egyes intézkedések meghatározásában és célértékében. Például az élőhelyfák száma ha-nként 5 és 10 között változik, vagy a holtfa mennyisége 20 és 40 m³ / ha között^{változik}.

Az elhullott fák veszélyt jelenthetnek az erdők közlekedésbiztonságára és munkahelyi biztonságára. A közutak, vasútvonalak, utak és egyéb infrastrukturális létesítmények mentén és azok környékén, valamint az épületek területén prioritást élvez az élet és egészség védelme, és így a közlekedésbiztonság. Általában fontos, hogy rendszeresen felmérjük az elhalt fák állásának kockázatát, és szükség esetén vágjuk ki őket. A munka- és közlekedésbiztonságra vonatkozó intézkedések magukban foglalják a tuskók vágását, amennyire az a kockázat elkerülése érdekében szükséges. Ezeket az intézkedéseket ésszerű határokon belül kell tartani. Az élőhelyfák vagy holtfák csoportjainak félretételével a kockázat kisebb számú területre összpontosul, ezáltal csökkentve az általános kockázatot.

Összefoglalás és kilátások

A holtfa rendszeres erdőgazdálkodásba történő integrálására irányuló intézkedések közé tartozik az erdőterületek félretétele, az egyes ökológiailag értékes fák kivételével a gazdálkodásból, valamint az álló és fekvő holtfa aktív biztosítása. Ez a betakarítási műveletek során alacsony vagy semmilyen gazdasági értékkel nem érhető ágak, száraz és tuskók elhagyásával valósítható meg. Kimutatták, hogy a legalább 30 m³/ha és közepes és nagy, legalább 20 cm átmérőjű holtfa térfogata pozitív hatással van a rokon fajokra. Az erdővédelem és -biztonság szempontjait mindenképpen figyelembe kell venni. A szükséges intézkedéseket minimálisra kell csökkenteni a biztonság biztosítása és a kockázatok elhárítása mellett. Ennek során lehetséges a holtfagazdálkodás integrálása az erdőgazdálkodásba.



3.3 Erdővédelem

3.3.1 Erdészeti kártevők és kórokozók a változó világban: a korai felismerés fontossága

Maarten de Groot, Thomas Cech, Gernot Hoch, Nikica Ogris, Csóka György

Kártevők és kórokozók, az ártéri ökoszisztémák tényleges problémája

A globális kereskedelem és az éghajlatváltozás erős nyomást gyakorol a közép-európai parti erdőkre. A globális kereskedelem lehetőséget ad arra, hogy az idegen fajokat az őshonos elterjedésükből az európai erdőkbe hozzák. Bár ezeknek a fajoknak a többsége ártalmatlan, egyesek invazívá válhatnak, és ezért sok kárt okozhatnak az erdőkben a biológiai sokféleségben, a gazdaságban és az emberi egészségben. Másrészt az elmúlt évtizedben nőtt a globális hőmérséklet és a szélsőséges időjárási események gyakorisága – a folyamatban lévő éghajlatváltozás hatásai. A globális hőmérséklet és a szélsőséges időjárási események növekedése gyengíti az erdőfákat, és alkalmasabbá teszi a területet bizonyos (őshonos) kártevők és betegségek számára, amelyeket kitérések követhetnek. Ezeket a fajokat kitérés kártevőknek és betegségeknek is nevezik.

A parti erdők különösen kiszolgáltatott helyzetben vannak, mivel főként a gyakran magas hőmérsékletű alföldeken vannak, amelyeket potenciális stresszt okozó árvizek befolyásolnak, de az emberi tevékenység, például a monokultúrás ültetvények vagy a rekreációval kapcsolatos kizsákmányolás nagy nyomása alatt is. A közép-európai parti erdők szinte minden fafaját jelenleg különböző kártevők és betegségek fenyegetik. Például a kőris megosztása (*Fraxinus excelsior* és *F. angustifolia*) az elmúlt évtizedekben csökkent a kőris visszaáramlásának (*Hymenoscyphus fraxineus*, „Ash dieback as a major threat to riparian forest biodiversity”) érkezése miatt, míg atölggyek a tölgyfa hanyatlását okozó tényezők komplexumától szenvedtek („Tölgyfa hanyatlás - példa egy különböző kölcsönhatásban álló okozati ágensek által jellemzett betegség jelenségére”) vagy cigány lepke kitérése miatt (*Lymantria dispar*) és barnafarkú lepke (*Euproctis chryorrhoea*). Továbbá, az éger faj nyomás alatt *phytophthora alni*, *Armillaria* sp. és *Neonectria* sp. komplex, ami extrém dieback bizonyos helyeken. Ezek csak a kártevők és a betegségek, amelyek már itt vannak, míg még mindig vannak mások. A smaragd kőrisfűrő (*Agilus planipennis*) lassan terjed Oroszországból és Ukrajnából nyugatra, és ebben az ütemben valószínűleg itt lesz néhány évtizeden belül, és erős kőris-pusztulást okoz. Továbbá az ázsiai longhorn bogár (*Anoplophora glabripennis*) és a Citrus longhorn

bogár (*Anoplophora chinensis*) még nem a parti erdőkben vannak, hanem lombhullató fákat támadnak meg, és ezért bevezetéskor erős potenciális hatással lehetnek a parti erdei ökoszisztémára. Ezen erdő-egészségügyi problémák enyhítése érdekében gazdálkodási intézkedéseket kell készíteni.

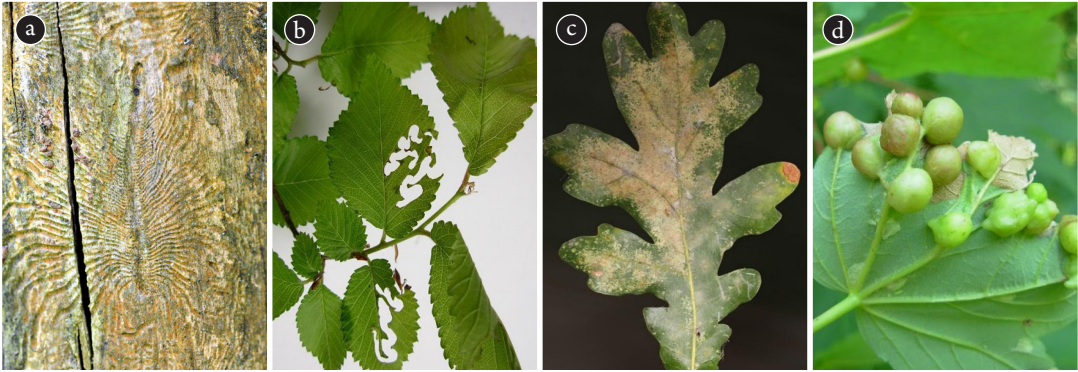
A járványos kártevők és betegségek hatása

A korai figyelmeztetés és a gyors reagálás az erdei kártevők és betegségek hatékony kezelésének kulcsfontosságú követelményei. Az őshonos fajok kitörése esetén ez azt jelenti, hogy az erdész a kitörés előtt aktívvá válhat, míg potenciálisan invazív idegen kártevők esetében a fajt érkezése után a lehető leghamarabb meg kell találni, hogy felszámolható legyen. A legfontosabb itt az, hogy észleljük a járványt és azonosítsuk az invazív idegen kártevőt vagy betegséget, mielőtt széles körű károkat okozna. E fejezet célja, hogy segítse a szakembereket kártevő- vagy betegség kimutatási tevékenységeikben módszerek felvázolásával és a kártevők és betegségek jellemzőire vonatkozó információk biztosításával.

Kimutatási módszerek a kártevők számára

Az erdei kártevők esetében a hangsúly elsősorban három megközelítésen lesz: a tünetek vizuális felmérése, a csapdázási módszerek és más kimutatási módszerek.

A potenciális kártevő kitörések és az idegenhonos inváziós rovarfajok kimutatásának első módja az, ha éberrel tölti az időt az erdőben, és tudja, mit kell keresnie. A kártevők tüneteinek és jeleinek felismerése ezért rendkívül fontos. Gyakran maga a kártevő nem lesz az első dolog, ami találkozik, miközben a tüneteket már bizonyos távolságból felismerik. A legnyilvánvalóbb jellemző lehet, hogy a fa vagy a korona részei **meghalnak**, vagy már **nem hordoznak leveleket**, vagy **discoloupiros leveleket** mutatnak. Ezek jó ok arra, hogy közelebbről megvizsgáljuk a fát. A rovarkártevők négy különböző károsztályba sorolhatók: a kéreg- és fafűrők, a defoliátorok, a nedvszívó rovarok és az epe-korábbiak (3.3.1-1. ábra). **A kéreg- vagy fafűrők** gyakran bogarak vagy lepkék, amelyek lárváként táplálkoznak a fában vagy a kéreg alatt. Az egyik fontos csoport a kéregbogarak (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae), amelyek nagyon különböző és gyakran fajspecifikus galériákat alkotnak. A Buprestid bogarak (Coleoptera: Buprestidae) gyakran cikkcakkos mintát alkotnak a kéreg alatt, és külön ovális vagy D alakú kilépési lyukkal rendelkeznek. A longhorn bogarak (Coleoptera: Cerambycidae) véletlenszerűbb mintával rendelkeznek a galériában, míg a kijáratú lyukak oválisabbak. **A defoliáló rovarok** képesek teljesen defoliálni egy fát. A legtöbb defoliátor a lepkék (Lepidoptera), a fűrészek lárvái (Hymenoptera: Symphyta) vagy a bogarak (Coleopte-



3.3.1-1. ábra: Rovarak által okozott különböző kártípusok: a) nagy szilfa kéregbogár (*Scolytus scolytus*) által okozott galériák; b) elm cikckakkfűrészt (*Aproceros leucopoda*) általi defoliáció; c) tölgyfa csipkebogár (*Corythucha arcuata*) által okozott elszívás; d) juhar gall darázs (*Pediaspis aceris*) által okozott gallok

ra) lárvái. A fajok gyakran gazdatest-specifikusak, és bizonyos táplálkozási mintával rendelkeznek - egyes fajok csak a levélen vagy a tűn (bányászok) táplálnak. Bár a károsodás mintázata jelzést adhat, gyakran nem lehet meghatározni a káros anyagot a tünet alapján; ezért meg kell találni a okozó rovarot. A defoliátorok esetében ezért ajánlatos megvizsgálni a fát, amikor a korona egy részét zsirtalanították, és megpróbálják mintát venni az azt okozó rovarból. Néha más jelek (tojástömegek, hernyófészkek) segíthetnek azonosítani a zsirtalanító rovarokat. **A sap-szopó rovarok** olyan rovarok, amelyek a levelekből, hajtásokból, gallyakból és még szárazból is szopják a nedvet, és főként a hibák családjában találhatóak (Hemiptera). A sérülések a leveleken vagy tűkön való elszíneződéssel láthatók. Nagy járvány esetén az egész fakorona megmutathatja az elszíneződést, és a levelek a szezon korábbi szakaszában leeshetnek (Fig. 3.3.1-2). A negyedik csoport, amelyről ismert, hogy befolyásolja a felnőtt fákat és csemetéket, az **epeképző ízeltlábúak**. Az atkák (Acari), az epehólyagok (Diptera: Cecidomyiidae), a levéltetvek (Homoptera: Adelgidae) és az epe darazsak (Hymenoptera: Cynipidae) a fa kiemelkedő és gyakran fajspecifikus galls kialakulását okozhatják. Ezek a fajok tojásokat helyeznek el a fák különböző szervein, és fejlődő lárváik epehólyagokat indukálnak a növényi szövetekre. Bár egyénileg nem káros, nagy számban befolyásolhatják a fotoszintézist, vagy kölcsönhatásba léphetnek a betegségekkel, mint a fa bejárata. Az epe a leveleken, ágakon és magvakon található. Az erdei rovarok károsítására vonatkozó további információk az ajánlott szakirodalomban és számos weboldalon találhatóak (www.invasive.org, <http://www.skodcoviadrevin.sk/>, www.evportal.hu).

Sok esetben a lárvafelelő kárt okozó rovar (pl. levéladagoló hernyók, a kéreg alatt fejlődő faborerek lárvái). Általában a felnőtt rovarokat többnyire nem könnyű megtalálni. Ezért különböző



3.3.1-2: Tölgyfa állvány megtámadta tölgy csipke bug (*Corythucha arcuata*) körül nyár és fűzfa áll Szerbiában

módszerek segítségére van szüksége. Az egyik módszer a csapdák és csalik létrehozása. Számos csapda létezik, amelyek nem fajspecifikusak vagy csoport-/fajspecifikusak, és amelyek egyfajta vonzerejet használnak. A nem fajspecifikus csapdák példája a repülési elfogási csapdák. Ezek a csapdák az erdőben vagy az erdő szélén helyezkednek el, és mindent elkapnak, ami repül. A problem az, hogy sok fajt fognak. Az éjszaka aktív lepkék esetében jó módja annak, hogy észleljük őket, könnyű csapdákkal. Kis könnyű súly újratölthető elemekkel működtethető. Más fajokat bizonyos színek vonzzák, amint azt a levéltetvek, de a bogarak, mint a buprestids is láthatjuk. A smaragd kőrissűrőt például zöld és lila csapdák vonzzák. A Colou-vörös csapdákat gyakran ragadós felületekkel kombinálják. A szín mellett vagy mellett a rovarokat az odours vonzza, mint például a gazdafa illékony anyagok vagy feromonok. Az első típusú attraktor általánosabb, és a gazdafa által kibocsátott illékony anyagokon alapul. Ez minden olyan fajt vonzana, amely vonzódik ehhez a gazdaszervezethez. A feromonok maguk a rovarok által termelt illékony anyagok, és a legspecifikusabb; Többnyire egy fajt vonznak. A problem az, hogy nem minden kártevő faj számára szintetikus feromont fejlesztenek ki. Nagyon ígéretes a multilure csapdázás közelmúltbeli fejlődése, amely különböző típusú attraktorokat használ. Ez nagyon hasznos lenne, ha egy adott fajcsoportot keres, amelyet nehéz felismerni.

Számos más módszer áll rendelkezésre, de az egyik kimutatási módszer, amely szintén nagyon ígéretes, a detektáló kutyák használata. Kimutatták, hogy nagyon pontosak az invazív idegen fajok, például az ázsiai és citrus longhorn bogarak és a smaragd kőrissűrő kimutatására a bevezetési pontokon, de olyan helyeken is, ahol kitérések vannak. A felderítő kutyákat olyan kitérés fajokhoz is használták, mint az *Ips typographus*. Bár nagyon hatékonyak lehetnek, a kutyá-

kat először ki kell képezni az egyes fajok azonosítására.

Az elmúlt években a távérzékelés egyre fontosabbá vált az erdők károsodásának észlelésében. Az ilyen módszerek hasznosak lehetnek a károk mértékére vagy terjedésére vonatkozó információk gyűjtésében. A legtöbb esetben azonban nem lehet meghatározni az ok-okozati anyagot. A drónok által a kevésbé hozzáférhető erdei helyekről készített képek korai figyelmeztetést adhatnak az elszíneződésre vagy a levévesztésre.

A betegségek kimutatási módszerei

A fák és cserjék betegségeit többnyire gombás vagy gombás organizmusok okozzák, ritkábban baktériumok, vírusok és víruszerű szervezetek. A legtöbb faj csak mikroszkopikus struktúrákat termel, ami akadályozza a megfelelő meződiagnosztikát.

A tünetek gombás/bakteriális vagy vírusos eredetének azonosítása a területen a specifikus tünetek ismeretén és/vagy a kórokozó reprodukív szerkezetének megállapításán és azonosításán alapul. A diagnosztikai szakirodalomban a tüneteket általában az általuk érintett növényi szervek szerint csoportosítják: levelek / tűk, hajtások / gallyak / ágak, száruk, gyökerek és virágok / gyümölcsök. A kártevőkhöz hasonlóan a kórokozók gyakran egy vagy több növényi szervtípusra korlátozódnak. Így a tünet felismerése után az első lépés a tünetek által érintett szervek körének azonosítása és körülhatárolása: a leveleket vagy tűket érintő (többnyire gombás jellegű) betegségek általában meglehetősen specializáltak, és gyakran ezekre a szervekre korlátozódnak. Ezenkívül többnyire nemzetség-specifikusak, és a tünetek (foltok) morfológiája és mérete gyakran meglehetősen jellemző: itt még olyan példákat is találunk, ahol az ok-okozati anyag makroszkopikusan azonosítható a területen (pl. *Rhytisma acerinum*-juharlevél folt). Vannak azonban olyan kórokozók, amelyek képesek megfertőzni a különböző növényi szerveket, pl. *Hymenoscyphus fraxineus*, a kőris visszahullásának ügynöke, levélfoltokat, elszíneződött levél-rachisesekeket, lő / gally / ág és szár kéreg nekroses, gallér és durva gyökér nekrosok, valamint fa elszíneződés.

A kéregben a gombás eredetű nekroszok gyakran a gombák reprodukív szerveit mutatják, amelyek általában „perc pustulákként” láthatók a felületen. Jelenlétük erősen jelzi a sérülés gombás eredetét, azonban a fajok azonosítása diagnosztikai laboratórium által végzett mikroszkópos elemzéseket igényel. A *H. fraxineus*-kéreg elváltozások, gombás termőtestek mindig a H-ból részeseülő másodlagos kéreggombákhoz tartoznak. *Fraxineus-dieback*.

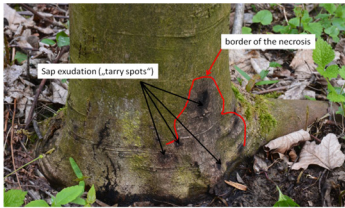
A könnyen kimutatható kórokozók egy csoportja azok, amelyek könnyen nagyobb és többnyire konzolszerű gyümölcsös szerke-

zeteket termelnek. Ezek a „magasabb” gombákhoz vagy a Basidiomycota-hoz tartoznak, és általában falakók és rothadást okoznak, azonban a legtöbb esetben sebpárazitákként. Néhányat a terület szakemberei azonosíthatnak a termológia és a termő test mérete szerint.

Kétségtelen, hogy a legnehezebb felismerni (és még inkább azonosítani) a gyökerekben aktív gombás fajok. A gyakorló a koronában vagy a gyökérproblémákat jelző száron lévő speciális tünetek jelenlétére támaszkodik: ezek általában egy egész lombkorona egyidejű csökkenése, amelynek mérete és száma csökken, az egész koronát érintő növekmény csökkenése (azaz a korona csökkenése), általában nehéz termés és gyakran szárvérzés, mint egy fa stresszre vagy kórokozókra adott reakciója. A száron lévő váladékok és a korona-csökkenés kombinációját általában gyökér- vagy szár-bázisfertőzésekre utalja egy gombás-szerű szervezet *Phytophthora*. Azonban néhány más kórokozók, vagy akár abiotikus stressz tényezők is okozhatnak hasonló tüneteket.

A kórokozók kimutatására a területen, elsősorban a célfajokra jellemző tünetek részletes ismerete alapján, minden tünetet, beleértve a tünetek kialakulásának különböző szakaszait is, gondosan és átfogóan dokumentálni kell (fényképek és leírások). A laboratóriumi megerősítésre és diagnózisra történő mintavételnek a célfajokra vonatkozó különleges követelményeket kell követnie, de általában a mintáknak jelentősnek és bőségesnek kell lenniük, és tükrözniük kell az érintett szövetek romlásának különböző szakaszait (a csak elhalt anyagból vett minták többnyire nem követik nyomon a célszerkezetet, hanem másodlagos anyagokat). A levelek mintáit meg kell nyomni és szárítani, mielőtt laboratóriumba küldenék őket. Minden mintát meglehetősen száraz állapotban kell elküldeni vagy szállítani (soha ne csomagolja őket sűrű műanyag lapokba!), A nedves körülmények között (formázás) történő bomlást szigorúan el kell kerülni. Csak a *Phytophthora* nyomon követése általában két különböző technikát követ. Ha szárelváltozások vannak jelen, ezek a kórokozók közvetlenül a tüneti kéregszövetekből izolálhatók. Az erre vonatkozó mintavételi eljárást a 2. ábra mutatja. 3.3.1-3. Ha a kéregnek hiányoznak, de a korona tünete a *Phytophthora* fajokat elpusztító gyökér jelenlétét jelzik, a talajmintákat a rhizoszférából kell venni: a szár négy helyén a szerves talajréteget helyileg körülbelül 10 cm mélységben kell eltávolítani. Az alábbi talajból finom gyökereket tartalmazó mintákat kell venni (kb. 1 lapát lyukanként). A négy mintát össze lehet keverni, és körülbelül 1 kg vegyes mintát kell venni. Ez a minta tárolható a laboratóriumi kísérletek előtt néhány hónapig száraz körülmények között.

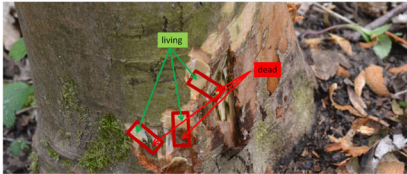
Ezenkívül a gombák spóracspadokkal is kimutathatók. A spóracspada mintavételi technika a leggyorsabb módszer mind az



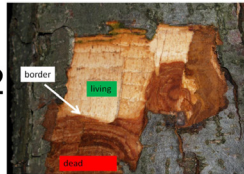
1

Uzorkozás pseudoglyva iz roda *Phytophthora* iz nekroza na stablu

Površinska sivkasta diskoloracija kore u vidu jezika ili plamena ukazuje na prisustvo mrtvih unutrašnjih tkiva (nekroza)!



2



Uzorke za analizu treba uzeti samo iz aktivnih (svježih) nekroza!

- Nekroze trebaju biti smečkaste ili crvenkaste boje, ne smiju biti potpuno suhe, crne ili takve da je drvo već u procesu raspadanja
- Nekroze karakterizira ugodan voćni miris za razliku od bakterijskih nekroza koje karakterizira neugodan miris truleži

Uzorkovanje iz nekroza na stablima:

Oštrim nožem ili dlijetom pažljivo ukloniti koru tako da prijelazna zona između mrtvog i živog dijela floema drveta (= granica lezije) bude vidljiva, a zatim nož/dlijeto sterilizirajte 70% alkoholom. Nožem/dlijetom uzmite uzorke drveta (veličine oko 10 x 5 cm, debljine 2-5 mm) tako da sadrže granični dio između mrtvog i živog tkiva!



3

Uzorke odmah stavite u posude s običnom vodom. Nakon 10 minuta prospite vodu koja je u međuvremenu postala smečkasta i ulijte svježju vodu. Ponavljajte ovaj postupak svaka 2 sata sve dok voda ne bude bistra (2-3 puta u ovisno o vrsti drveta).

Slika 2. *Phytophthora* – uzorkovanje u 3 koraka iz simptomatičnih tkiva na stablu

3.3.1-3. ábra: *Phytophthora* – mintavétel tüneti szárszövetekből 3 lépésben

életképtelen, mind a tenyésztésre szánt levegőben lévő spórák gyűjtésére. Ez a spóracsapda módszer alkalmas a gombás spórák azonosítására és számszerűsítésére, hogy azokat a levegőben jelen lévő nemzetség vagy morfológiailag hasonló csoportok közé sorolják, függetlenül annak életképességétől. Számos modell spóracsapdák a piacon, beleértve a Burkard spóra csapda és a Lanzoni sampler. Vannak anderseni mintavevők is, amelyeket általában a kultúraalapú mintavételhez alkalmaznak; ezeknek több nyílásuk van, amelyek lehetővé teszik a spórák hatását egy vagy több Petri-csésze agar felületére. A spóracsapda-mintavevők és a kultúra alapú mintavevők különböző képeket adnak a lég spórákról. A spóracsapdák minden életképes és életképtelen spórát elfognak; a kultúra alapú mintavétel azonban csak olyan gombás spórák esetében hasznos, amelyek megfelelő inkubációs hőmérsékleten használt táptalajon csírázhatnak és nőhetnek.

Egyes gombák rovarok által terjesztettek, ahol a rovarok a betegség vektorként működnek. Az ilyen rovarok gyakran hordozzák a gombák spóráit speciális struktúrákban a testükön (úgynevezett

„mycangia”), és maguk fertőzik meg a gazdafát, amikor galériákat készítenek. A rovarok által terjesztett betegségek példái ezer canker betegség, amelyet a *Geosmithia morbida* gomba okoz, amelyet egy dió gallybogár (*Pityophthorus juglandis*), holland szilfabetegség okoz, amelyet *ophiostoma ulmi* és *O. novo-ulmi* gombák okoznak, és az elm kéreg bogarak (*Scolytus* sp.), a *bursaphelenchus xylophilus* által okozott fenyő hervadt betegség, amelyet longhorn bogarak vektorolnak. a *Monockőriss*nemzetség. Az erdei fák rovar által terjesztett betegségeinek korai felismeréséhez csapdás technikákat és a fent leírt specifikus feromon csalikat használunk.

Kezelési ajánlások idegenhonos inváziós fajok és kitérő erdei kártevők kimutatására

- Az idegenhonos inváziós fajok és a kitérő kártevők (azaz a csapdák száma és elhelyezkedése) kockázatát figyelembe véve monitoring rendszer tervezése és létrehozása.
- Használjon megfelelő módszereket egy adott faj számára. Az észlelés megkezdése előtt tudjameg, mit szeretne megtalálni.
- Kezdje el a potenciálisan invazív idegen fajok vagy kitérési kártevők korai ellenőrzését, azaz a károsodás bekövetkezése előtt.
- Alakosságot a kártevők kitérésének vagy az invazív fajok jelenlétének észlelésére egyawareness növelő kampányon keresztül.
- Kérjen tanácsot szakértőktől. Sok esetben egy ilyen együttműködés kölcsönös előnyökkel jár.
- Visszajelzést kaphat az alkalmazott módszerekről,
- Szerezzen támogatást a terepen.
- Rendszeresen vegyen részt képzéseken, mivel az új kártevők és betegségek gyakran jelennek meg.
- Használja a DanubeForestHealth információs rendszer(www.danubeforesthealth.eu) rendelkezésre bocsátott azonosító támogatását, és jelentse a kártevőket és betegségeket.



3.3.1-4. ábra: A DunaFvagyestHealth mobilalkalmazás alkalmazása terepi megfigyelések során

Outlook és összefoglaló

A kártevők és a betegségek jelentős hatással lehetnek a parti erdőkre. Az ilyen kártevők és betegségek által okozott károk csökkentése érdekében korai észlelést kell megállapítani. A REFOCuS projektben elkészült a DanubeForestHealth nevű információs rendszer (3.3.1-4. ábra). Ebben a fejezetben leírtuk a kártevők és betegségek tüneteit és kimutatási módszereit. A rovarok legjobb észlelési módszerei a fák tüneteinek ellenőrzése, csapdák használata, de olyan módszerek is, mint a távérzékelés. A betegségek esetében a tünetek kimutatása a területen is nagyon fontos, de egyes fajok esetében laboratóriumban megerősítésre van szükség. A betegségek kimutatására szolgáló egyéb módszerek a spóracsapdák és a vektorszervezetek, például a rovarok mintavétele. A leírt észlelési módszerek alapján kezelési ajánlásokat adunk.



3.3.2 A nyárok és hibridjeik betegségei, javaslatok a védekezésre

Milica Zlatković, Predrag Pap, Tenorio-Baigorria Imola, Koltay András, Nikica Ogris, Thomas Cech

Levélbetegségek

Levél rozsdá

A *Melampsora* fajok által okozott levélrozsdá a nyárfák leggyakoribb betegsége, különösen az ültetvényekben és óvodákban. Ez a nyártermesztés egyik legfontosabb problémája. A betegség tipikus tünete a finom, sárgás narancssárga „por” spóratömegből, amely a levelek alsó részét fedi le (3.3.2-1. ábra, 3.3.2-2). A fertőzés tavasszal történik, de a tipikus tünetek nyáron a legnyilvánvalóbbak, amikor a betegség korai defoliációt okozhat.



3.3.2-1. ábra: Levélrozsdá a *Populus canadensis* levelein



3.3.2-2. ábra: Levélrozsdá és barna levélfoltos betegség egy *Populus canadensis* fa levelén

Barna levélfolt

Barna levélfolt okozta *Drepanopeziza brunnea* (Ellis & Everh.) Rossman & .C. Allen többnyire nyárültetvényeken és óvodákban fordul elő. Atypical betegség tünete a barnás foltok megjelenése a leveleken (3.3.2-2. ábra, 3.3.2-3). A betegség kialakulásának előrehaladott szakaszában először sárgára, majd bronz színűvé válik, és idő előtt leeshet. A *Populus canadensis* klónok különösen érzékenyek a betegségre (3.3.2-2.,3.3.2-3. ábra).

A levéلبetegségek ökológiája és gazdasági jelentősége

A levéلبetegségeket okozó gombák általában „elsődleges paraziták”, és megfertőzhetik az egészséges növényeket. Ha nem kezelik időben, a levéلبetegségek, különösen az intenzíven tenyésztett nyárültetvényekben, befolyásolhatják a növények növekedését és ezáltal a fatermelést. A súlyos fertőzések csökkenthetik a növekedési potenciált a levél fotoszintetikus területének csökkentésével. A vegetációs időszakban a korai levélcsepp után kialakult levél hegek tökéletes bejáratot jelentenek a másodlagos kórokozók számára. A rendkívül érzékeny klónok ismételt fertőzései és korai defoliációja gyengíti a növényeket, és hajlamosítja őket más biotikus és abiotikus stresszekre, beleértve a szárbetegségeket (pl. *Dothichiza populea*), rovarokat, magas hőmérsékletet és aszályt. Ezek az „egyéb stresszek” gyakran megölnék egy fát. Az óvodai székletágyak különösen érzékenyek a levéلبetegségekre, mivel a növényeket általában sűrűn ültetik, a relatív levegő páratartalma magas, és ezek a feltételek kedvezőek a levéلبetegségek kialakulásához. A levéلبetegségek a nyárfakultúra egyik leggyakoribb ellenségét képviselik, ezért nem szabad figyelmen kívül hagynia sem a nyárfatenyésztőt a klónok kiválasztása során, sem egy nyárfatermelőnek a nyárfaultetvény létrehozása és kezelése során.

Ajánlások a disease menedzsment

- A levéلبetegségek megelőzésének leghatékonyabb módja a rezisztens vagy legalábbis toleráns nyár klónok ültetése.
- A rozsdá gombák összetett ökológiával rendelkeznek, és gyakran két házigazdára van szükségük életciklusuk befejezéséhez. A második gazdaszervezet a rozsdá fajtától függ. A nyártermelőnek elegendő ismerettel kell rendelkeznie a másodlagos gazdagal, hogy elkerülje a nyárültetvények létrehozását a közelükben, vagy megpróbálja felszámolni őket az ültetvény közelében.
- Ha a fenti ajánlások nem lehetségesek, fungicidek (pl. cooper és karbamid alapú fungicidek) használhatók a fertőzés megelőzésére, különösen az óvodákban, de ezeket a fertőzés bekövetkezése előtt kell alkalmazni.



3.3.2-3. ábra: A *Drepanopeziza brunnea* által okozott barna levélfolt: egy érzékeny *Populus canadensis* klón „I-214” súlyosan fertőzött levelei a jobb oldalon; rezisztens klón a bal oldalon

- A levél kórokozói túlélhetnek és befejezhetik életciklusukat az elhullott leveleken, ezért a következő termesztési időszak kezdete előtt el kell távolítani az összes halott levelet az ültetvényről, vagy legalábbis talajjal kell lefedni őket.
- A levélbetegségeket a nyárfák megfelelő távolságra történő ültetésével is lehet kezelni, és a gyomversenyt meg kell akadályozni, hogy elkerüljék a magas relatív páratartalmat, hogy favours a betegség kialakulását.
- A levélbetegségek gondos monitorozásának a nyárültetvények integrált kórokozókezelésének részét kell képeznie. Nem csak új agresszív törzseket és kórokozókat lehet importálni, hanem a kórokozó populációk is változhatnak, és idővel leküzdhetik a gazdarezisztenciát.

Lombbetegségek is jelen vannak a természetes nyár erdőkben, ahol a magas páratartalom favours levél betegség kialakulása. Mivel a fertőzés nagyobb valószínűséggel terjed genetikailag hasonló gazdagok között, a nyárfafajok genetikailag változatos populációinak fenntartása a legjobb módja ezeknek a betegségeknek a leküzdésére a parti erdőkben.

Ág- és szárbetegségek

Gombák által okozott betegségek

Dothichiza canker

Dothichiza canker által okozott *Dothichiza populea* Sacc. az egyik leggyakoribb és legelterjedtebb betegség érintő nyárfa használt intenzív termesztésre. Ez volt a fő oka annak, hogy számos nyárfa klón és -fajta nagyarányú termelése kudarcot vallott a magas növekedési ütem és más jó jellemzők ellenére. A kórokozó többnyire késő ősszel vagy télen fertőzi meg a növényt, amikor a gazdaszervezet pihenőben van, de tavaszi fertőzések is lehetségesek. Ennek a kórokozónak a veszélyes jellemzője, hogy hosszú lappangási ideje legfeljebb egy év, így a növény az adott évben fertőzött lehet, de a betegség tünetei csak a következő évben jelentkezhetnek. A legérzékenyebb fák azok, amelyek stressz alatt állnak az óvodákban vagy a fiatal ültetvényekben, általában, ahol a nyárfákat túl homokos talajra ültetik, amely hajlamos az időszakos vízhiányra.

A betegség első tipikus tünete a fekete nekrotikus elváltozások megjelenése (Fig. . 3.3.2-4) a kéregben. A betegség előrehaladtával a lézió felülete elsüllyed, és általában egy callus szövet alakul ki a korában, mivel a gazdaszervezet megpróbálja megállítani a lézió terjedését, így „canker” megjelenést képezve. Söt, fekete gombás gyümölcstestek (Fig. . 3.3.2-4) sorokban vagy koncentrikus körökben jelenik meg a kórokozó behatolási pontja körül a lézió felületén.



3.3.2-4. ábra: A *dothichiza* canker gyümölcstestekkel (pyncidia) képződik egy fiatal *Populus canadensis* fa kérgében

A *Dothichiza populea* sebeken és természetes nyílásokon keresztül fertőzi meg a növényeket, így a sérülések általában a levél hegeiben vagy a kéreg sérüléseknél jelennek meg. Súlyos esetekben a csempepsz kitágítja és övezi a növényt. A fertőzést túlélő növényeket általában a szél töri meg, vagy fajuk alacsonyabb minőségű, mint az egészséges növények.

Citoszpóra canker

A *Cytospora* fajok által okozott citoszpóra canker gyakori betegség a természetes erdőkben, ültetvényekben és óvodákban. Ezek a kórokozók elsüllyedt kankákat okoznak, mint a *D. populea*. A kéregben termelt *citoszpóra* gyümölcszestek azonban egyértelműen kisebbek, mint a *D. populea*, véletlenszerűen elrendeződnek, és narancssárga, sárgásfehér vagy vöröses colouvörös spórák tömegeit szabadítják fel, amelyek megfestik a fa kéregét (3.3.2-5. ábra). A *citoszpóra* többnyire olyan növényeket fertőz meg, amelyeket valamilyen abiotikus vagy biotikus stressz már gyengít. Ezek a gombák gyakoriak minden korosztály fáin, különösen, ha a fák egy más kórokozó, általában a *D. populea* által okozott fejlett visszahalás állapotban vannak. A gyökereket nem termelő nyárfadarabokat gyakran röviddel a *citoszporafajok* ültetése után ölik meg (3.3.2-6. ábra).



3.3.2-5. ábra: Narancs colouvörös *Cytospora* sp. sp. gyümölcszestekből (pyncidia) a *Populus canadensis* fa halott kéregének felületén

Baktériumok által okozott betegségek

Lonsdalea kantár

A *Lonsdalea populi* által okozott bakteriális kanker a *Populus canadensis* rendkívül súlyos betegsége Európában. A baktérium megfertőzi a nyárokat az óvodákban és a fiatal ültetvényekben. A tipikus betegség tünetei nyáron és ősszel jelennek meg, amikor az éghajlat meleg és nedves, és ezek közé tartoznak az ág- és szárkancsok repedésekkel a kéregben, és bőséges mennyiségű ragadós és gyakran habos váladékok rothadt szaggal, amely a repedésekből szívárog



3.3.2-6. ábra: A *Populus canadensis* gyökeres vágásának halott kérgében képződött pyncidia-ból szívárgó fehér csempe *citoszpóra* sp. sp

(Ábra. 3.3.2-7 a, b). Miután ki volt téve a levegőnek, a váladékok elsötétülnek, és a fa kéregének festését okozzák (1. ábra. 3.3.2-7 b). Ezenkívül a váladékok különböző rovarokat vonzanak, beleértve a női bogarakat és a bűz hibákat, amelyek úgy gondolják, hogy a betegség vektoraiként működnek, és a közeli fákra terjesztik. Néha a fertőzött kéreg lehámoz egy elsüllyedt kanker területéről, amely egy rothadt fát tár fel erjesztő odour-vel és krémes fehér váladékokkal (1. ábra. 3.3.2-7 c). A betegség előrehaladott szakaszában a kankák korona-pusztulást okozhatnak, és a beteg fák néhány héten belül meghalnak. A cankers néhány méter hosszú lehet, és a szár bármely részén megjelenhetnek. Ritka esetekben a fa hatalmas mennyiségű kaluszövet létrehozásával védi magát, és a kankák gyógyulhatnak. A fa azonban haszontalan a fűrészmalomokban vagy furnérgyárakban történő további feldolgozáshoz, és a fát általában össze- és télen erős szél töri meg (1. ábra). 3.3.2-7 d).



3.3.2-7. ábra: A *Populus canadensis* bakteriális canker-betegségének tünetei, amelyet a *Lonsdalea populi* okozott Szerbiában és Magyarországon; a) Fehér, habos nedv szivárgott a repedésekből a kéregben; b) Szivárgó kósza a kéreg foltos váladékaival. A fát korábban a *Sciapteron tabaniformis* megrongálta; c) A kéreg lehámozza ki a fehér, krémes váladékokat és a rothadt fát erjesztő odour; d) Ősszel leáll a váladékok termelése, de a fát a szél eltöri

Az ág- és szárbetegségek ökológiája és gazdasági jelentősége

A szárbetegségek a fa szerkezeti változásait okozzák, és így jelentősen megváltoztatják annak minőségét. Az ágakat és szárat megfertőző gombák általában „sebparaziták” és „opportunistáknak”, és sebekben vagy természetes nyílásokon keresztül lépnek be a fába a kéregben, és megfertőzik a növényt, amikor stressz alatt áll. Ezek a kórokozók ezért kihasználhatják a különböző kulturális gyakorlatok vagy rossz gazdálkodás során okozott kisebb véletlen és nem véletlen sérüléseket is, beleértve a levél kórokozói által okozott korai defoliációt, a rovarok korábbi támadásait és az éghajlati szélsőségeket (pl. az intenzív esőesemények miatti hosszú távú víz stagnálás, az aszály miatti vízhiány és/vagy a talaj nyártermesztésre való alkalmatlansága, „Hóhullámok”). A betegség kombinációja

és egymásutánja gyakori mind a természetes nyárerdőkben, mind az intenzíven tenyésztett nyárültetvényekben.

Betegségkezelési ajánlások

- A rezisztens vagy legalábbis toleráns klónok kiválasztása jelenleg a legjobb megoldás a *Dothichiza* és a *Lonsdalea* betegségek elleni védekezésre.
- A nyárfaágak és a szárbetegségek elleni védekezés jó irányítási megközelítése a fák általános egészségének és vigo u rr-jének előmozdítása különböző kulturális gyakorlatok révén, beleértve atrágyázást, az öntözést (különösen nyáron az aszály stresszének megelőzése érdekében) és a mechanikai sérülések elkerülését.
- A kannákkal vagy nekrotikus elváltozásokkal fertőzött ágakat metszeni kell, hogy megakadályozzák a kórokozó bejutását a fő szárba. A metszést a fűrészlap alatti vágással kell elvégezni, és a sebeket graft viasz segítségével kell lezárni, vagy védő funkciókkal kell permetezni (amelyek baktericid hatással is rendelkeznek, pl. néhány réz alapú fungicid). A metszést a szunnyadó szezonban kell elvégezni, és ha fertőzött fákat metszenek, a vágószerszámokat sterilizálni kell az egészséges fák metszése előtt.
- A növényeket megfelelően védeni kell a rovar kártevők ellen, mivel gyengítik a növényeket, terjeszthetik a betegséget, és olyan sebeket hozhatnak létre, amelyeket a kórokozók használhatnak a fába való belépéshez.
- Az is fontos, hogy a nyártermesztők olyan kulturális gyakorlatokat alkalmazzanak, amelyek csökkentik a levél kórokozók fertőzését, beleértve a gyomirtás és az optimális növényesűrűség fenntartását.
- A jó kulturális gyakorlatok azt is feltételezik, hogy a levélbetegségekre rezisztens vagy toleráns nyár klónok ültetése, valamint olyan klónok ültetése, amelyek a legjobban megfelelnek a környezetnek, amelyben termesztik őket.
- A nyárfák számára alkalmas talajokon bölcsődéket és ültetvényeket kell létrehozni a növények gyengülése csökkentése érdekében.
- A dugványokat csak betegségmentes, erőteljesen növekvő növényekből szabad gyűjteni, és a stressz minimalizálása érdekében a favourable nedvesség és hőmérséklet időszakában kell ültetni.
- A szár- és ágkendeket okozó kórokozók túlélhetnek a földön maradt fahulladékot, ezért különösen fontos, hogy eltávolítsuk az összes vágott ágat és más halott faanyagot az ültetvényről.

- A szárkanyrokkal és/vagy bakteriális szivárgással rendelkező súlyosan fertőzött fákat be kell takarítani, mielőtt a kankák csökkentik a minőséget és a hozampotenciállal, és azokat a lehető leghamarabb el kell távolítani az ültetvényről, hogy lassítsák a betegség terjedését.
- A bakteriális mással fertőzött területekről származó talajt nem szabad mozgatni, sem növényi anyagon, sem berendezésen.

A betegségállóság szelekcióját és tenyésztését a legjobb megoldásnak tekintik a természetes nyárerdők ág- és szárbetegségeinek ellenőrzésére.

Gyökérbetegségek

A nyárfa gyökérbetegségeket többnyire gombák és gombaszerű szervezetek okozzák. Az *Armillaria* spp., *Phytophthora* spp., *Pythium* spp., és *Phytophthora* fajok a *Populus* fajokhoz kapcsolódnak a *populus* fajok természetes erdőkben, ültetvényekben és óvodákban. A természetes nyárerdők a nagy folyók mentén lévő alluviális síkságokon fordulnak elő, ahol a nedves talajviszonyok és a szezonális árvizek favourable feltételeket teremtenek a gombaszerű szervezetek, köztük a *Phytophthora* fajokterjedéséhez, fertőzéséhez és túléléséhez. A kezelési ajánlásokat lásd: **3.3.6 A *Phytophthora* elterjedésének intézkedései a parti erdőkben.**

Következtetések

A rendkívül produktív „kiváló” klónok hatalmas területeken történő preferenciális ültetése és következőképpen az alacsony genetikai sokféleség miatt az intenzíven tenyésztett nyárültetvények különösen érzékenyek a kórokozó támadásokra. Ezért a nyárfanövelő programok, amelyek folyamatosan új klónokat keresnek, amelyek ellenállnak vagy legalábbis toleránsak a betegségekkel szemben, alkalmazkodnak a helyi éghajlathoz és optimális növekedési kapacitással, előnyben részesítik a nyárültetvények kezelési stratégiáit. Ezenkívül lehetőség szerint figyelembe kell venni a környezetbarát biológiai ellenőrzési lehetőségeket, valamint a kórokozók támadását minimalizáló termesztési gyakorlatokat.



3.3.3 Tölgypusztulás – példa egy több tényező összhatásaként kialakuló, komplex leromlási folyamatra

Thomas L. Cech

Tölgyfa hanyatlás - példa egy olyan betegség jelenségére, amelyet különböző kölcsönhatásban lévő ok-okozati ágensek jellemeznek



Szám. 3.3.3-1: A tölgyfa hanyatlásának szindrómái közé tartozik a korona elvékonyodása és az ágkihalmulás



3.3.3-2. ábra: Tölgyek szárkéregvérvése

A tölgyfa hanyatlása az Európában és Észak-Amerikában több mint 100 éve ismert tölgyek (*Quercus* spp.) betegség tüneteinek komplexje (Erdészeti Bizottság 2020). A szindróma magában foglalja a korona elvékonyodását, az ágak visszahalását és végül a fák halálát mind az abiotikus, mind a biotikus tényezők kölcsönhatása következtében (3.3.3-1. ábra). Európában a tölgyfa hanyatlásának utolsó regionális epizódja az 1970-es évek végétől az 1990-es évek elejéig történt. Abban az időben az egyik hipotézis az volt, hogy kizárólag bizonyos hervadt gombák (*Ophiostoma* spp.) okozták, de ez nem bizonyítható. A tölgyfa hanyatlásával kapcsolatos számos hatástényező észlelése számos kutatási megközelítést váltott ki, amelyekben a tudományágak széles spektrumának tudósai vettek részt. Bár az egyes ok-okozati anyagok súlyát és kölcsönhatásuk módját nem mindig lehetett azonosítani, a tölgyfa hanyatlását általában a koronatenitő és szár tápláló rovarok, gyökér kórokozók (pl. *Phytophthora*, *Gymnopilus fusipes*, *Armillaria* spp.), késő tavaszi fagy epizódok, a szélsőséges aszályos időszakok által okozott vízfeszültség és a vízkészletekre gyakorolt emberi hatás kombinációjaként értelmezték. Számos európai országban a talajvízszint széles körű csökkenését a víz széles körű kiaknázása és a mocsarak és patakok elvezetése, valamint a táj kis méretű fafaragásoktól való „tisztítása” okozta (lásd **2.1 A parti erdők jelentősége és veszélyei**). Az 1990-es évek végére a jelenség csökkent a hatásban és a bőségben, és sok tölgyállvány helyreállt.

A közelmúltban az Egyesült Királyságban a gyorsabban végbement hanyatlás jelenségét akut tölgyfa-hanyatlásnak írták le. Jellemzője a tölgyek szárkéreg vérvése (3.3.3-2. ábra) és bizonyos bakteriális fajok (*Brenneria* fajok és mások) és a kéregtenyésztési buprestidék (*Agrilus* spp.) együttes hatása.

Észlelés és megerősítés

Mivel a tölgyfa-hanyatlás tünetei jelentősen eltérhetnek a különböző és változó szerektől függően, a hozzájáruló tényezők kimutatása az első előfeltétele annak, hogy a hanyatlás jelenségét monokausális hatástényezőktől (pl. csak a defoliáló rovarok miatti koronahígulás) határosítsák. Általában a tünetek az egész lombkoronát érintik: a levelek ritkák és a szokásosnál kisebbek maradnak, és sötétzöld he-

lyett sárgásak lehetnek. Gyakran előfordul, hogy a hajtások rövidek maradnak (visszafogott növekedés), sűrűn csomagolt levelekkel a gallyakon. Ezeket a tüneteket általában a gallyak és az egyes ágak progresszív visszahalása kíséri vagy követi. Néhány év elteltével a fák leromlott koronát mutatnak, számos halott ággal. Általában a fák epikormikus hajtások létrehozásával reagálnak, ami a ritkulást követő hirtelen napfény-kiállítás következtében is előfordulhat. Időnként egy egész fa meghal, de gyógyulást is megfigyeltek.

Értékelni kell a korona tüneteit (levélméret, bőség, colour), valamint a ritkulási indexet. A lombkoronát gondosan ellenőrizni kell a zsirtalanító (etetési vagy szopás) rovarok, tölgyharmat vagy más kórokozókban élő levél jelenlétére. Ennek eléréséhez elengedhetetlen a jó távcső. Ezenkívül a talajról elérhető leveleket meg kell vizsgálni rovarok és foltok vagy gombás bevonatok esetében, és laboratóriumi diagnózis céljából mintát kell venni.

Az elhalt ágakat meg kell vizsgálni a látható mechanikai károsodás jelenlétére. A nagyobb sebek (például vihar, villámlás, metszés vagy kéreg etetés emlősök) egy halott ág alján vagy az alábbi száron nem a tölgyfa hanyatlásának tünetei, mivel nyilvánvalóan egy ág halálát okozzák. A repedések viszont abiotikus stresszt jelezhetnek (leggyakrabban fagy és aszály): a későbbi repedések hasonlítanak a mechanikai sérülésekre, ezért a fejlődés különböző szakaszaiban ellenőrizni kell őket.

A szár ellenőrzését a kéreg kannák és azok eredetének gondos keresésével kell elvégezni. Itt számos gombás faj lehet ok-okozati ágens (pl. *Biscogniauxia mediterranea*, *Fusicoccum quercus*, *Stereum rugosum*, *Pezicula cinnamomea*). Ezenkívül a kátrányos váladékok (nedváramlás) egy másik jelentős jellemző, amely az élő kéregszövetekre gyakorolt hatást jelzi. Ezek általában a *Phytophthora* gombaszerű szervezet gallérjára vagy légi nekrosesára utalnak. A tölgyekben főként a *Phytophthora cinnamomi*-t jelzik, és csak ritkán más fajokat, mint például a *P. Ramorum*, a hirtelen tölgyhalál okozója Észak-Amerikában. Így, ha nagy kéreg nekroszok vannak jelen, amelyek felfelé terjednek a gallér régióból, de a bányászati rovarok hiányoznak, kéregmintákat kell venni a *Phytophthora* azonosításához.

A csak kis (5-10 cm) kéregelváltozásokhoz kapcsolódó tarry foltok, amelyek nem terjednek ki a nyelvhez a szár alapból, de a buprestid bogarak (két foltos tölgy buprestid, *Agrilus biguttatus*) lárvalgalériák nyomait mutathatják, viszonylag új akut tölgy hanyatlás szindrómát jeleznek. Ebben az esetben a nedváramlásból származó friss folyadékot pamuttal ellátott botokkal kell mintát venni, amelyeket diagnosztikai laboratóriumba kell küldeni a bakteriális fajok azonosítására.

Ha az egész koronát érintő tünetek (vékony lombkorona, kis méretű levelek) gyökérbetegségeket jeleznek, de a száron nincsenek kéregváltozások, talajmintákat kell venni a *Phytophthora* csalizására a finom gyökérterületről; számos *Phytophthora* faj befolyásolja a tölgyek finom gyökereit, ami a fa vitalitásának előrehaladását okozza.

Két parazita gomba különösen profitál a tölgyfa állványok aszályos stresszéből. A mézgomba (*Armillaria* spp.), amely számos fafajt érint, könnyen kimutatható gyökérszerű micéli szálak (rhizomorphs), fehér micéli lebenyek a kéreg alatt és jellegzetes termőtestek, amelyek ősszel vannak jelen. Az *Armillaria* hatása általában szárazság vagy más, akár biotikus stresszoldó (pl. *Hymenoscyphus ash-dieback*) után növekszik. Általában a kórokozó gyorsan megöli az egész gyökérrendszert. Orsó szár (*Gymnopus fusipes*) megtámadja durva gyökerek. Nyár közepétől orsó alakú gyümölcsös testeket termel, és a fertőzött gyökerek tipikus narancssárga foltját okozza. Ez a kórokozó egyre fontosabbá válik az elmúlt évek rendkívüli száraz és forró nyarai miatt. Az *Armillaria*-nál kívül a gyökerek romlása sok évig is eltarthat.

A fákon és/vagy a helyszínen jelen lévő kártevők és kórokozók halmozásának értékelését követően az elmúlt 10–20 év éghajlati adatait a legközelebbi meteorológiai állomásról kell gyűjteni, és az aszály, a hó vagy a fagy szélsőséges epizódjaira analysed-et kell gyűjteni.

Irányítási stratégiák

Miután bizonyítékot szereztek a tölgyek összetett rendellenességének jelenlétére a helyszínen, a stratégiáknak figyelembe kell venniük a betegség szempontjából legmeghatározóbbnak tartott tényezőket. Azon a feltételezésen alapulva, hogy minden ok-csökkenési jelenség alapvetően a fa stresszének következménye, figyelembe kell venni minden olyan intézkedést, amely alkalmas a fa vigour javítására. Szigorúan el kell kerülni minden magától értetődő tevékenységet, amely vízvezetéshez vagy talajvízhiányhoz vezet.

Az időjárási szélsőségeknek egyre inkább kitett helyeken tölgyfákra van szükség, amelyek képesek ellenállni ezeknek a szélsőségeknek. Ez olyan szilviculturalis gyakorlattal érhető el, mint például a megfelelő időben történő elvékonyodás, a tiszta tölgyállványok vegyes erdőkre történő cseréje, de a vad- és szarvasmarha-gazdálkodás is, hogy minimalizálja a sebzés károsodását. A vegyes állványokban az egyes fafajok bősége sokkal alacsonyabb, mint a tiszta állványokban, és következésképpen a speciális kártevők és kórokozók kevésbé hatékonyak a káros populációk létrehozásában.

A tölgyfaállványokat a helyi állapothoz igazított megfelelő vetőmagyaggal kell regenerálni – figyelembe véve a folyamatban lévő ég-

hajlatváltozást. A nem adaptált tölgyeket a fondastatív kórokozók befolyásolhatják; ezt mutatja a vörös tölgyek közelmúltbeli csökkenése Ausztriában és Csehországban, az orszószárgomba fontos bevonásával: *Q. rubra* különösen érzékeny *Gymnopus fusipes*-gyökérrothadásra, ha lúgos talajra ültetik, és aszályos stressznek van kitéve (3.3.3-3. ábra).



3.3.3-3. ábra: *Gymnopus fusipes*-gyökérrothadás a *Quercus rubra*n

Outlook és összefoglaló

A tölgyfa hanyatlása a tölgyek összetett rendellenesség-jelensége, amelyet az abiotikus és biotikus szerek kölcsönhatása okoz. A felderítéshez és az értelmezéshez szükség van a hozzájáruló tényezők gondos értékelésére, valamint az érintett területek éghajlati helyzetének elemzésére. Az egyes kártevők és kórokozók elleni küzdelemre alkalmas konkrét intézkedések mellett a tölgyfa hanyatlását csak a fák vigou r-éterősítő szilvickulturális és higiéniai intézkedésekkel lehet korlátozni vagy csökkenteni. A táj szintjén helyre kell állítani és garantálni kell a parti tölgyállványok természetes vízellátását.



3.3.4 A kőrispusztulás, mint az ártéri erdők biológiai sokféleségét veszélyeztető tényező

Thomas L. Cech, Katharina Schwanda

Bevezetés

A kőris visszahalás több kőrisfaj súlyos gombás betegsége (*Fraxinus* sp., Fig. 3.3.4-1) a *Hymenoscyphus fraxineus* gombás faj által okozott. A kórokozó az 1990-es évek elején kezdte érinteni az európai kőrisfákat. A balti országokból és Lengyelországból Skandináviába terjedt el; a 2000-es évek közepén elérte Közép-Európát, járványos jelleggel mutatva, és Európa egyik legsúlyosabb erdőegészségügyi problémáját képviseli. A betegség a kőris minden korosztályát érinti. A károsodás súlyosabb a fiatalabb fáknál, mint az idősebbeknél, ahol a betegség általában krónikusabb. Azonban még az öreg fák is végül megadják magukat a betegségnek a másodlagos kórokozók ismételt fertőzései és támadásai miatt. A gombás faj rendkívül agresszív Európa legelterjedtebb kőrisfaja, az európai kőris (*F. excelsior*) és keskeny levelű kőris (*F. angustifolia*). A származási helyen, Kelet-Ázsiában csak kis károkat okoz az őshonos kőrisfajoknak. Az Európába való bevezetés módját még nem magyarázták meg teljes mértékben. Valószínűleg a növények és növényi anyagok kereskedelme és mozgása vezette be ezt a rendkívül agresszív kórokozót Európába. A kőris fontos gazdasági és ökológiai szerepet játszik.



3.3.4-1. ábra: A kőris visszahúzódása a *Hymenoscyphus fraxineus* gombás fajok által okozott több kőrisfaj súlyos gombás betegsége.

A faanyag rendkívül értékes bútörök, furnárok, padlóburkolatok, kompozit fa, szerszámfogantyúk és sportfelszerelések gyártásához. A levelek takarmányt biztosíthatnak a vidéki területeken az aszályos időszakokban. Ezenkívül a kéreg orvosi potenciállal rendelkező

anyagokat (pl. maláriaellenes tulajdonságokat) tartalmaz. Az ökológiai érték hatalmas: a kőris nagyszámú rovar, gomba, zuzmó és moha élőhelye, amelyek közül néhány nagyon specifikus.

Így várható, hogy a kőris visszatenné jelentős veszélyt jelent a biológiai sokféleségre, különösen a parti erdőkben, amelyeket már elszegényített a szilfák, égerek és tölgyek elvesztése a holland Szilfa-betegség, a *Phytophthora alni* és más *Phytophthora* fajok következtében. A kőrisfák nagy részének elvesztése valószínűleg ökológiai hatással lesz az ökoszisztéma-szolgáltatásokra és a biológiai sokféleségre. Továbbá a kőris túlzott elvesztése, különösen a parti erdőkben, hiányosságokat jelentene, amelyeket invazív lágyszárú növényfajok tölthetnek be, de olyan fajok is, mint az *Acer negundo*, az *Ailanthus altissima* vagy a *Juglans nigra*.

Fertőzés és betegség kialakulása

A *Hymenoscyphus fraxineus* elsősorban a kőris zöld leveleit fertőzi meg az erdei alom levélmaradványokon növekvő kis termőtestekből felszabaduló kis termőtestekből felszabaduló levegőben lévő aszkozporokkal (1. ábra. 3.3.4-2). Az első tünetek a szórólapokon lévő nem specifikus barna foltok. A sikeres fertőzést követően a gombás micélium levél rachis-sá nő, majd később egy levél levélvénáján keresztül belépve a kőrisfa fás részeibe. A fában tipikus szürkés-barnás elszíneződést okoz. Ezt követően a gallyak kiterjedt kéregváltozásokat és visszahalásokat alakítanak ki az övezés miatt. A fertőzött leveleket ősszel ejtik, és a fekete lemezek (stroma) többnyire rachises, petioles és még szórólap vénákon is alakulnak ki. A következő tavasszal és nyáron kis, fehér (kb. 2-7 mm nagy) gyümölcsös testek alakulnak ki ebből a stromából. Az ascospórák főként június végétől szeptemberig szabadulnak fel, a helyi éghajlati viszonyoktól függően, és a kőris visszahalásának betegségeciklusa újra kezdődik.

A termőtestek és spórák előállítására páratartalmat igényel. Nedves talajon a fehér korongok gyorsan megjelennek és fertőző spórákat termelnek; amikor megszáradnak, összezsugorodnak. Ezért a spo-



3.3.4-2. ábra: Az erdei alom levélmaradványokon növekvő *Hymenoscyphus fraxineus* termőestei

muláció maximális száma olyan helyeken érhető el, ahol folyamatosan magas a levegő páratartalma a talaj közelében. A fekete gombás stroma rendkívül termékeny: egyetlen rachis termőtesteket termelhet a vegetációs időszak alatt, sőt több évig is. Figyelembe véve a több hónapos spórákibocsátás hosszú időtartamát, csak a meghosszabbított aszályos időszakok csökkenthetik jelentősen a termelt inokulum mennyiségét. Továbbá, spórák *H. A fraxineus* a száralapon lévő fába és a gyökér gallérba lenticелеken keresztül léphet be, ami fa elszíneződést és kéregelváltozásokat okoz. Ez megkönnyíti a kőrisfák támadását a másodlagos gyarmatosítók, főleg az *Armillaria* fajok által, ami felgyorsítja a gazdafák hanyatlását és halálát. A gyökérrothadás gombák támadását követően több országban egyre inkább megfigyelték a száraz törését vagy a széldobást (Fig. 3.3.4-3). Ez súlyosan csökkenti a fák stabilitását, ami sok fát vág ki, különösen az utak és túraútvonalak mentén biztonsági okokból.



3.3.4-3. ábra: A kőrisfák másodlagos gyarmatosítók, főleg *Armillaria* fajok általi támadása felgyorsítja a gazdafák hanyatlását és halálát. A gyökérrothadás gombák támadását követően számos országban egyre inkább megfigyelték a száraz törését vagy a széldobálást.

Irányítási stratégiák

A parti erdők kedvező feltételeket biztosítanak a gomba számára (magas páratartalom, sűrű aljnövényzet, amely megakadályozza a szellőzést). Ezért ezekben az erdőkben a kőris visszahal a legsúlyosabb veszteségeket okozza. Nagy víztestek közelében a páratartalom magas, amit tovább támogat a sűrű aljnövényzet, amely csökkenti a levegőztetést. Másrészt egy strukturált és sűrű alsó tag azt is meg-

akadályozhatja, hogy a kilökődött spórák elérjék a koronában lévő leveleket. Az árvíz korlátozó hatással lehet az inokulumra is; a lerakódott iszaprétegek lefedhetik a kőrisfák rachis-ét, és így megakadályozhatják a spóra felszabadulását. Ezt a jelenséget a folyók mentén található osztrák megfigyelési helyszíneken figyelték meg. Mivel azonban a kőrisfák nagyon gyakoriak sok parti erdőben, az árvizek ilyen enyhítő hatásait ellensúlyozhatja a fertőzött gazdagok nagy sűrűsége, amely nagyon magas inokulum terhelést termel. Jelenleg két különböző stratégia létezik a kőris visszaverésére:

- Támogassa a genetikailag örökölt ellenállást vagy toleranciát néhány kőrisfával szemben a *H. fraxineus*-szal szemben.
- Higiéniai és szilviculturális stratégiák.

A természetes ellenállás támogatása

A kőris visszavágása szinte mindenütt jelen van a közép-európai erdőben; nem ritka, hogy az érintett fák nagy része áll, különösen a parti erdőben, ahol gyakran fordul elő tiszta kőrisállvány. Azonban az egyes fák, amelyek nem vagy csak enyhe tüneteket mutatnak, még súlyosan beteg állványokon is megfigyelhetők. Ezt öröklött rezisztenciaként vagy toleranciaként igazolják, és számos országban tanulmányozták. Tenyésztési programok folynak, hogy olyan növényállományokat állítsanak elő, amelyek alkalmasak arra, hogy ellenálljanak a kőris visszahalásának. Ezen opció mellett a kőrisállványokban lévő valószínű rezisztens fák előmozdítása is növelheti a lakosság ellenállását. Ehhez szelektív tartósításra van szükség azoknak az egyéneknek a szelektív megőrzésére, akik nem vagy csak enyhe tüneteket mutatnak, és olyan intézkedéseket kell végrehajtaniuk, amelyek elősegítik a regenerációjukat. Így ajánlott a tünetmentes kőrisfák körüli területek kerítése, hogy megakadályozzák a helyek böngészését és a versengő fajoktól való mentes tartását azokban az erdőben, ahol a kőris visszaesik, veszélyezteti a kőrisállványokat.

Higiéniai és szilviculturális stratégiák a parti erdőben alacsony tartására

A kőrisállványok betegségintenzitása korrelál az állványsűrűséggel és az életkorral, így az új fertőzések előfordulása magasabb a sűrűbb és fiatalabb állványokon. Ezzel szemben más fajok nagyobb keveréke csökkenti az új fertőzések valószínűségét. Ezért elsősorban biztosítani kell a természetes szelekció folyamatát, és megfelelő fajoknak támogatniuk kell az alacsony vagy közepes kőrisrészesedésű vegyes állványok kialakulását. Ezenkívül a nyitott állványok kevésbé megfelelő fertőzési feltételeket biztosítanak, mivel szárazabbak és általában melegebbek, mint a zárt és kevésbé áhítású állványok. Fi-

gyeembe véve azonban a fertőzés levegőben terjedő jellegét, minden olyan higiéniai intézkedésnek, amelynek célja az inokulumok csökkentése egy helyszínen, egy regionális koncepció részét kell képeznie, mivel a spórák több száz méterre is szétszóródhatnak a nem felügyelt neigbougyűrűből. Számos tanulmány megerősítette a fafajok összetételének hatását a betegség intenzitására. Ez a fertőzött rachises fokozott bomlásával magyarázható bizonyos típusú alomban. Például a méz levélalmának (*Tilia* spp.) jelentősen fokozta a fertőző kőrislevel petioles biológiai lebontását. Egy 2013-as cseh tanulmány szerint a kőris visszahúzó intenzitása negatívan korrelált a kőrissal kevert túlevelűek (főleg *Abies* és *Pinus*) százalékos arányával.

Másodlagos kártevőket és kórokozókat figyelembe véve stratégiák

Az elmúlt évtizedben nyilvánvalóvá vált a *H. fraxineus* fertőzésekben szenvedő kőrist megfertőző másodlagos kórokozók intenzívebbé válása. Ez elsősorban a gyökérrothadás gombákra vonatkozik, mint például a mézgomba (*Armillaria* spp.). *Armillaria* fajok favoupiros különböző stressz tényezőkérinthő gazdafa, de leggyakrabban az aszály stressz. A korona visszavágás által sok éven át érintett kőrifák, különösen a bazális szárú elváltozások által érintett fák gyengülnek, és egyre inkább a mézgomba és más gyökér- és szár kórokozók támadásainak vannak kitéve. Ez a jelenség az elmúlt években néhány országban szinte mindenütt jelen volt; a parti erdők voltak az első kőris ökoszisztémák, amelyek végzetes fejlődést mutattak (pl. a Duna mentén Ausztriában). Ahol a kőriserdők több ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, az utak vagy az erdőket látogató emberek munka- és biztonságbiztonsága nagy jelentőséggel bír. E kockázatok jobb kezelése érdekében diagnosztikai eszközöket fejlesztenek ki a fák stabilitásának értékelésére. A rovarok közül a kőris kéregbogár (*Hylesinus fraxini*) a legvalószínűbb kedvezményezett. Azonban még nem fejlődött olyan jelentős másodlagos ágenség, amely képes megtámadni a visszaterhelés által nem érintett halmakat. A faértékelés általában szükséges eszköz a lehetséges irányítási lehetőségekre vonatkozó döntéshozatalban.



Slika 3.3.4-4: Različiti stadiji odumiranja jasena (*Fraxinus excelsior*) u Štajerskoj (Austrija)

Outlook és összefoglaló

A kórisfák helyettesítése, amelyeket súlyosan érintett a kóris visszaverése különböző más széles körökkel, mint például a *Prunus avium*, a *Quercus* spp. vagy a *Juglans regia*, és a kóris alacsony arányban tartása vegyes állványokban a legjobb esély a kóris teljes elvesztésének kockázatának csökkentésére a parti ökoszisztémákban. Ezenkívül a természetes rezisztencia támogatása a betegségmentes fák kiválasztásával és oltalmával egy lehetőség arra, hogy természetes módon alkalmazkodjanak egy új kiválasztási tényezőhöz. Az ellenállás-tenyésztési programok a következő években megfelelő növényi anyagot is biztosíthatnak. Az élőhelyek megőrzését célzó erdőkben lehetővé kell tenni a természetes utódlást. A fertőzött kóristartók inokulmánának csökkentésére irányuló szilviculturalis vagy erdészeti higiéniai intézkedéseket regionális koncepció keretében kell végrehajtani, mivel a *Hymenoscyphus fraxineus* szélterjedő betegség.



3.3.5 Kőris a bajban: kiemelt megőrzési és nemesítési program Ausztriában a kőrisek megmentéséért

Gregor M. Unger, Heino Konrad, Katharina Schwanda, Thomas L. Cech, Gernot Hoch, Andreas Fera, Thomas Kirisits, Thomas Geburek

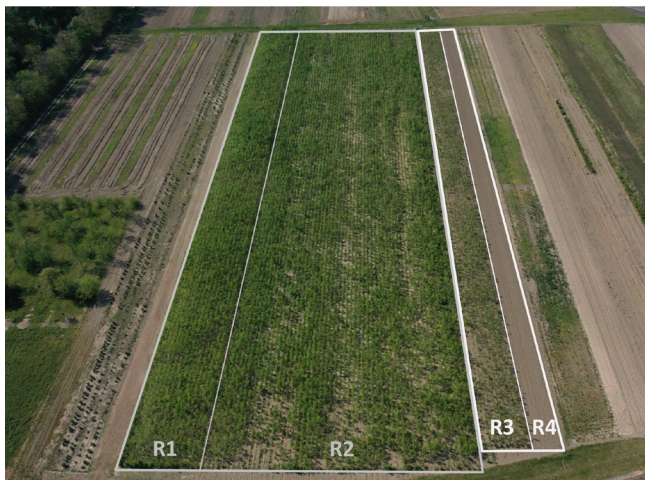
2015-ben az Osztrák Erdészeti Kutatóközpont (BFW) a Bécsi Természeti Erőforrások és Élettudományi Egyetemen (BOKU) együtt elindította az „Ash in Distress” („Esche in Not”, <http://www.esche-in-not.at/>) projektet. A cél az volt, hogy a súlyosan érintett erdei standokon ausztriai, feltételezetten ellenálló közönséges kőrisfákat találjanak, hogy betegségállóságukat a kőris-viszszahalás kórokozójának (*Hymenoscyphus fraxineus*) magas szintű természetes inokulmánának kitett utódaik teljesítménye alapján határozzák megegy közös kerti kísérletben, és kiválasszák az ellenállási tenyésztés kiváló genotípusait. Minda közönséges kőris (*Fraxinus excelsior*), amely európa-szerte fontos erdei fafaj, mind a keskenylevelű kőris (*F. angustifolia*), amely Ausztria északkeleti részén (főként a Morva /March folyó mentén lévőártéri erdőkben) fordul elő, nagyon érzékeny a *H. fraxineus* invazív idegen ascomycete által okozott kőris-dieback betegségre (lásd 3.3.4 Ash dieback, mint a partiárok fő veszélye). **az erdők biológiai sokfélesége.**

2005 óta a kórokozó egész Ausztriában elterjedt, ami jelentős változásokat eredményezett a keményfa erdők összetételében és ökológiájában a kőrisfák súlyos károsodása miatt, ami visszaesik, sőt halálhoz vezet. A kőris proaktív erdőgazdálkodása megszűnt, mivel az öreg fákat egyre inkább betakarítják, míg a természetes regenerálódás szűkös. Az intenzíven érintett állványokban azonban rendszeresen csak enyhén sérült fák alacsony részét figyelik meg, és ezek az egyének gyaníthatóan magas szintű öröklődő ellenállást vagy toleranciát mutatnak a kőris visszavágó kórokozójával szemben.

Az *F. excelsior* és a *H. fraxineus* ellenállásának különbségei ausztriában főként három klonális vetőmagültetvény megfigyeléséből származnak, amelyeket 1993 és 2000 között hoztak létre, és amelyek mindegyike 50-70 oltott klónból áll plusz fákból. A BOKU Egyetem által végzett 2009 és 2011 közötti kárfelmérések nagy eltéréseket mutattak a kőris klónok között, a szinte nemtől (<5%) a súlyos visszahalásig. Bár a kőris visszaszorulásának általános szintje ezt követően nőtt, és sok klón egészségi állapota jelentősen romlott, 2018-ra néhány genotípust még mindig csak elhanyagolhatóan érintett a betegség. Ezek a megfigyelések és számos más európai tanulmányi bizonyítékot szolgáltatott arra, hogy a *H. fraxineus*-szal szembeni közönséges kőris rezisztenciája genetikailag meghatározott, és magas öröklődő összetevővel rendelkezik. Az ellenállásra való tenyésztést ezért ígéretes stratégiának választották a kőris fenntartására, mint

Ausztria egyik fő erdészeti és természetvédelmi keményfa fajára.

A „Veszélyben lévő kőris” (2015-2019) I. projektfázisa nagy potenciált tárt fel a közönséges kőris megmentésére az *ex situ* megőrzés és az ellenállás tenyésztése által. Az erdei állványok és az egyes fák kiválasztásának szigorú kritériumait határozták meg: csak a magas kárszinttel rendelkező állványokat vették figyelembe (ami a *H. fraxineus* magas helyi fertőzési nyomását jelzi), és a kiválasztott kőrisfák nem mutatnak gyökér galléros elváltozásokat és csak elhanyagolható koronakárosodást. Hasonlóképpen, átmérőjük mellmagasságban (DBH) 20-25 cm-re (legfeljebb 30 cm) korlátozódott, és csak gyümölcsöket (női és hermafrodita példányokat) tartalmazó fákat választottak. E kritériumok alapján 2015-ben és 2017-ben Ausztriában összesen 716 feltételezeten ellenálló egyedi fát választottak



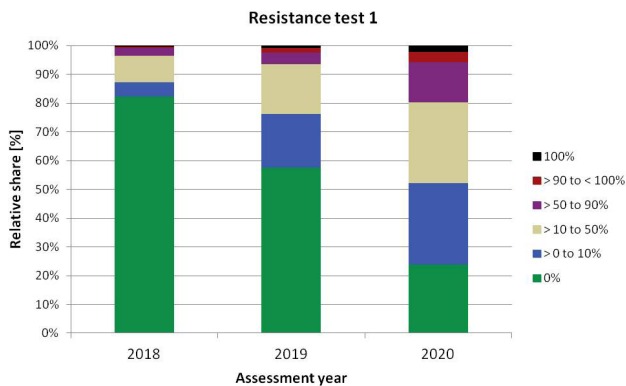
3.3.5-1. ábra: A tulli BFW kutatóbölcsődében végzett közös kerti kísérlet drónképe, amelyet a „Bajba jutott kőris” során hoztak létre. A 2015-ös és 2017-es vetőmaggyűjtés és a 4 éves csírázás szerint az ültetvényeket négy különálló, de szomszédos ellenállási vizsgálatban, R1-ről R4-re kellett szervezni (a kép 2020.05.08-án készült)

ki vetőmagszüretre. Az egyfa utódok termesztését követően 2017 és 2020 között négy, összesen 35 718 palántával végzett utódkísérletet telepítettek a tulli BFW kutatóbölcsődében (Alsó-Ausztria; R1–R4 ellenállási kísérletek; Füge. 3.3.5-1), ahol a *H. fraxineus* természetes fertőzésnek volt kitéve. A súlyosan sérült anyafák palántái negatív kontrollként szerepeltek a tesztekben.

Annak érdekében, hogy a kísérletekben a palánták ellenállási szintjére következtetni lehessen, a fás részekben (fő szár, oldalsó gallyak, gyökér gallér) a kőris visszahullásának intenzitását évente (nyáron) szemrevételezéssel és hat károsztály (1 = 0% kár, 6 = 100% -os károsodás, halott növény) felhasználásával értékelték; 3.3.5-2.

Az R1 próbaidőszakban (2017-ben létrehozott) egészséges palánták aránya jelentősen csökkent 2018-ról 2020-ra (2018-ról 2020. ábra) 3.3.5-2). Az első, 2018-as értékelés során a palánták 82,4%-át (6030-ból 4970-et) nem károsította a kőris visszahullása; ez az arány 2019-ben 57,6%-ra csökkent, míg 2020-ban a növények 24,0%-a még mindig egyáltalán nem sérült meg. Néhány félsib családot összességében csak kismértékben érintett a betegség. Hasonlóképpen, a kárintenzitás az utódok között nagymértékben különbözött az anyafáikhoz képest, ami valóban összhangban van az *F. excelsior* genetikailag meghatározott, örökölhető ellenállásával a *H. fraxineus*-szalszemben. Az R2 rezisztenciavizsgálat (amelyet 2018-ban ültettek, két értékelés 2019-ben és 2020-ban) hasonló tendenciát mutatott a betegség kialakulásában, mint az R1 vizsgálat, a 2019-ben megkezdett R3 vizsgálatot csak egyszer (2020-ban) értékelték, és a 2020-ban létrehozott R4 vizsgálatot először 2021-ben értéklik. Az R1 vizsgálat jelentős kőris-visszahalás intenzitása a *H. fraxineus* magas fertőzési nyomására utal a BFW kutató óvodában, biztosítva, hogy csak a különböző utódok közül kiváló csak a kiváló genotípusokat választják ki rezisztencia tenyésztésre. Míg a betegség intenzitása idővel tovább növekedhet (de valószínűleg lassabb ütemben), várható, hogy az egészséges és csak enyhén sérült kőris egyének jelentős része továbbra is kiválóan teljesít.

A II. projekt fázisa (2019-2024) a kiváló genotípusok jellemzésére és kiválasztására összpontosít egy közös kerti kísérletben. Az egészséges egyéneket olyan utódok közül választják ki, amelyeknél a kőris visszaesésének köszönhetően összességében alacsony a károsodás szintje (3.3.5-3.ábra), és tovább szűrik a betegségekkel szembeni rezisztenciával kapcsolatos molekuláris markerekkel. Az ezen jel-



3.3.5-2. ábra: A kőris visszaterhelésének intenzitásának alakulása az 1. ellenállási vizsgálatban (R1) 2018 és 2020 között. A halmozott bárok a kőrisnövények relatív eloszlását mutatják a hat károsztályban (az R1-et 2017-ben hozták létre 6330 egyéves palántával 426 anyafából)

lemzők alapján kiválasztott genotípusokat végül mesterséges oltással tesztelik *H. fraxineus* és *Armillaria* spp. (mészgomba), amelyek másodlagos, de fontos kórokozók a kőris visszaeső sérült kőrisfáin. Ezzel párhuzamosan a közös kőris gyökeres dugványokkal és oltással történő szaporításának optimalizálására irányuló kertészeti technikákat tesztelnek. A II. fázis végén a végső utódválasztást alkalmazó terepi kísérletek telepítését (lehetőség szerint gyökeres dugványokkal szaporítva), valamint egy vagy több vetőmagültetvény létrehozását tervezik. A nagyszámú helyileg adaptált és kiválóan ellenálló klónnal rendelkező új kőrisültetvények felállításának meg kell oldania a természetes populációk ellenállásának kialakulásának fő problémáját, ahol néhány fennmaradó, nagyon ellenálló fa szét-szórt előfordulása valószínűtlené teszi a párosodást közöttük, és így nehézségekbe ütközik, hogy rezisztencia tulajdonságaikat átadják utódaiknak.

A közönséges kőris megőrzésére irányuló kezdeményezés mellett a „QEsche” projektet 2018-ban indították el a *Fraxinus angustifolia*-ellenállási tenyésztésére, hasonló megközelítést követve. Az ausztriai *F. angustifolia* természetes tartományán belül az érett fák károsodása kevésbé nyilvánvaló, de a kőris visszaesése erősen befolyásolja a természetes és mesterséges regenerációt. Így a rezisztens fákra vonatkozó kiválasztási kritériumokat úgy módosították, hogy különösen a 20 cm-nél kisebb DBH-val rendelkező fiatal fákat tartalmazzanak. A „QEsche” projekt általános célja a vegetatívan szaporított elit klónokkal és a feltételezeten ellenálló vetőmag-hordozó fákból származó palántákkal végzett terepi kísérletek létrehozása. Ezek a vizsgálatok képezik majd az alapját a további *ex situ* megőrzésnek és rezisztencia tenyésztésnek ebben a fajban is.

Az itt leírthoz hasonló *ex situ* védelmi intézkedéseket ki kell egészíteni a kőris visszavágásával szemben feltételezeten ellenálló *Fraxinus*-példányok helyszíni megőrzésével. Az elmúlt években, és különösen 2016 óta, kőrisfákat vágtak ki, és egész kőrisállványokat tisztítottak meg nagy mennyiségben a mentési dugványok során Ausztriában. Sok esetben ezeket a műveleteket differenciálatlanul hajtják végre, ami azt jelenti, hogy a fákat egészségi állapotuktól függetlenül kivágják. A kőrispopulációknak a *H. fraxineus*-új kiválasztási tényezőhöz való alkalmazkodásának elősegítése érdekében erősen javasoljuk a kivételesen betegségtűrő kőrisfák megőrzését és népszerűsítését, különösen a súlyosan beteg állványokon, és megkönnyítsük természetes regenerálódásukat. A közös és keskeny kovács kőris sorsa nemcsak a betegségállóság tenyésztésén alapul, hanem az erdőtulajdonosok, erdészek és más szakemberek kezében is van, akik részt vesznek ezeknek az ökológiailag és gazdaságilag értékes fafajoknak a megőrzésében, és hajlandóak a *Fraxinus* fajok továbbfejlesztett, ellenállóbb szaporítóanyagát is ültetni.



3.3.5-3. ábra: Hároméves elit közönséges kőrisfa a „Bajba jutott kőris” R2 próbaidőszakában, amelyet klonális szaporításra és további rezisztencia tenyésztésre választottak ki. A fa egy félig sib családból származik, amely összességében kiváló teljesítményt nyújt, és 2020-ra (két év értékelés után) még mindig egyáltalán nem érintette a kőris visszaterhelése (a fotó 2020.06.24-én készült)

Köszönetnyilvánítás

A „Kóris bajban” (DaFNEplus Nr. 101113 és 101476) pénzügyi támogatást kapott az Osztrák Szövetségi Mezőgazdasági, Régiók és Idegenforgalmi Minisztérium (BMLRT), az Osztrák Mezőgazdasági Kamara, az összes szövetségi tartomány állami erdészeti igazgatósága, a bécsi városigazgatás erdészeti hivatala és városi mezőgazdasága (MA 49), az Osztrák Erdészek Szövetsége, valamint Salzburg és Felső-Ausztria tartományi közigazgatásának természetvédelmi osztályai. A „QEsche” (2018–2022) projektet az osztrák szövetségi kormány, az Federal Provinces és az Európai Unió (Európai Mezőgazdasági Vidékfejlesztési Alap) pénzügyileg támogatta. Köszönjük a tulli BFW kutatóbölcsőde munkatársainak, valamint a BFW számos munkatársának a kiterjedt technikai támogatást.

3.3.6 A *Phytophthora* ártéri erdőkben való terjedése elleni intézkedések

Thomas L. Cech

Bevezetés

A *Phytophthora* (*Chromista*, *Peronosporaceae*)nemzetség növényi kórokozókól áll, amelyek világszerte károsítják mind a lágyszárú, mind a fás gazdagosztokat. Túlnyomórészt gyökérlakó szervezetekként főként fertőzött növényállományok, szabad folyóvíz, néha más emberi tevékenységek (pl. turizmus, erdőgazdálkodás), ritkábban pedig szél- és esőzések terjesztik őket. A fajok nagy száma trópusi erdőkből származik, ahol széles gazdaspektrumhoz alkalmazkodtak. Olyan fajok, mint egy széles körben elterjedt *P. a cinnamonomi* több ezer növényfajt fertőzhet meg. Ennek következtében a *Phytophthora* fajok gyakran „felfedeznek” új gazdaépeket, amelyek különösen sebezhetőek és általában súlyosan károsak, mert nem rendelkeznek együttfejlődéssel ezekkel a kórokozókkal. A második tényező, amely növeli ennek a nemzetségnek a károságát, a gyakori hibridizáció, amelyet a patogenitás változása kísér. Ebből a szempontból a fajok különleges kockázatot jelentenek a közeli potenciális házigazdák nagy sokfélesége és bősége szerint. A *Phytophthora* fajoknak vízre van szükségük a legfertőzőbb egységeik, zoospores kifejléséhez és terjesztéséhez. Az utóbbiak esőben, talajvízben és különösen tavak, tavak és folyók szabad vizében szabadulnak fel. Egyes fajoknak a természetes ökoszisztémákra gyakorolt hatása magas (például *P. cinnamonomi* az ausztrál erdőkben, *P. ramorum* az észak-amerikai vörösfenyő erdők és *P.* a dél-amerikai *osztrák* erdőkre vonatkozó *ausztráltrákkal szemben*), és ezek ellen a katasztrófák elleni hatékony intézkedések viszonylag ritkák. Legtöbbjük a fertőzés megelőzésére irányul; Csak kevés gyógyító ellenőrzési stratégiát dolgoztak ki.

A parti erdők különösen veszélyeztetettek a *Phytophthora* gyökereinek és gyökér gallérjának megfertőzése miatt az ilyen erdőtípusokra



3.3.6-1. ábra: Az 1990-es óta ültetett égeres millióinak alakult ki *Phytophthora*-gallérosrothadás és szárkéreg elváltozások a gyökerek fertőzése után, és meghaltak

jellemző ismétlődő árvizek miatt. Az árvizek elkerülhetetlenül lehetővé teszik az erdők fertőzését a folyók mentén, mivel a folyóvíz mindig különböző *Phytophthora* fajok csíráit rejti. Európában a *P. x alni* és más *P.* fajok által okozott égerek Fitosztora-csökkenése (*Alnus* sp.) (3.3.6-1. ábra, 3.3.6-2) alegszenbetünőbb példa erre. Az 1990-es évtől kezdve ültetett égerek milliói fejlesztették ki a *Phytophthora* galléros rothadást és a szár kéregelváltozásokat a gyökerek fertőzése után. A kéregelváltozásokban keletkező zoosporok természetes árvízi események során a folyóvízbe kerültek, majd megfertőzték a lefelé fekvő egészséges égerek szárainak alapját; a fertőzés a fák gyors beövezéséhez és halálához vezetett.



3.3.6-2. ábra: A *Phytophthora* fertőzés által okozott szárkéreg-elváltozások és késsel vágva

Megelőző és gyógyító stratégiák

A *Phytophthora* legsúlyosabb hatása a gyökér- és gallérfertőzésekkel kapcsolatos, amelyek általában halálosak. Néhány gyógyító módszer azonban rendelkezésre áll. A fertőzött fák túlélésének egyik leghatékonyabb intézkedése a szárkéreg kezelése bizonyos foszfákkal. Ezek a vegyületek serkentik a fák védelmi mechanizmusait (sebkülyérvé képződés), valamint a finom gyökerek fokozott növekedését. Ezt a kezelést általában az egyes városi fákra alkalmazzák. Az erdőkben azonban ez aligha lesz megvalósítható. Ezért a megelőző intézkedések az elsődleges módszer, amely a *Phytophthora* partos erdőkben való terjedésének minimalizálására irányul.

Erdei óvodák adaptációja a *Phytophthora*-mentes növénytermesztés lehetővé tétele érdekében A növénytermesztés *phytophthora*-tól való mentes tartása számos kihívást jelent az óvodák számára. A kórokozó növényállományba történő behurcolásának megakadályozását a növényvédelmi hatóságoknak rendszeres ellenőrzési és ellenőrzési rendszerekkel kell kombinálniuk.

A *Phytophthora*-mentes növényállomány előállításához az óvodáknak számos alapvető előfeltételnek kell megfelelniük. A növényállomány óvodák közötti cseréjének elkerülése és a növényállomány fertőzésének elkerülése, amely elsősorban folyóvízzel történő öntözéssel történik, a bölcsőde gazdálkodásának legfontosabb kihívásai.

Az óvodáknak garantálniuk kell a következőket:

- nem kerül sor a *Phytophthora*-baktériumok termelési helyekre más óvodákból származó növényállományon keresztül történő behozatalára,
- a *Phytophthora*-baktériumokat öntözéssel nem vezetik be a termelési helyekre,
- a *Phytophthora*-baktériumokat nem vezetik be a termelési helyekre a közeli vízi utak, tavak vagy tavak elárasztásával,
- a *Phytophthora*-baktériumokat semmilyen szennyezett tala-

janyaggal, felszereléssel, szerszámokkal, ruhákkal, cipőkkel vagy járművekkel nem vezetik be a termelési helyekre.

Magok

Bár viszonylag kevés *Phytophthora* fajt hordoznak vetőmaggal, a következő biztonsági intézkedéseket kell figyelembe venni:

- Az ismert vagy valószínűleg fertőzött növényekből vagy területekről származó vetőmaggyűjtés elkerülése.
- A vetőmaggyűjtés elkerülése a talajból vagy a fröccsenési zónán belül (kb. 0,5 m-en belül a talajfelszíntől, ha lehetséges).
- Felületi sterilizálás tárolás és vetés előtt.
- A tüneteket mutató magok eltávolítása (a nagyok számára a legnyilvánvalóbb) a vetés előtt.
- Vetőmagkezelések a kórokozók (pl. hő, vegyi anyagok) felszámolására.

Kockázat esetén (a növényfajoktól függően) elengedhetetlen a vetőmagok diagnosztikai laboratóriumi elemzése a vetés előtt.

Növénytermesztés

A tartálynövények a *phytophthora-mentesanyag* tekintetében a növényállomány előnyben részesített típusa, mivel a szubsztrátum előzetes sterilizálható, majd tiszta a szennyeződéstől. A kockázat nagyobb a nyílt termelési területeken növekvő csupasz gyökérnövényeknél, mivel nagyobb számú kiszámíthatatlan szennyeződési útvonal létezik. A konténergári termeléshez a következő intézkedések elengedhetetlenek:

- A szubsztrátum hőkezeléssel történő sterilizálása legalább 2 órán át 60 °C-on vetőmagok vetése vagy sarok ültetése előtt. Ehhez diagnosztikai laboratóriumáltal végzett ellenőrzésekre van szükség.
- A termőhelyeken a természetes talaj és a szabad folyóvíz hatása nélkül a földre helyezendő növények, vagy lehetőleg legalább 1 m-re emelik a talajból. A lombozat természetes talajjal való érintkezésének elkerülése, valamint a talajból a lombozatra fröccsenő víz fröccsenése.
- Soha ne keverje össze a növénykészleteket más, nem sterilizált szubsztrátumot tartalmazó növényekkel. A növénytermesztés ideje alatt ki kell zárni a szabadáramlásúvízzel való érintkezést (a szomszédos folyókból származó áradások, hóolvadás).
- Kerülje az öntözési gyakorlatokat, amelyek hosszabb ideig nedvesednek a lombozatban (> 24 hours). A sprinklereket

csak reggel kell használni a gyors szárítás érdekében.

Az öntözést lehetőleg kútvízzel vagy talajvízzel vagy csapvízzel kell elvégezni, mivel ezek a vízforrások általában mentesek a *Phytophthora* baktériumoktól. A tavakból vagy folyókból származó víz használatától függő óvodák esetében az öntözés előtti vízkezelés kötelező követelmény: az öntözővíz szűrhető a kórokozók eltávolítására. Ez a gyakorlat valószínűleg csak a nagy óvodák számára kényelmes, mivel a rendszerek drágák (a karbantartás tekintetében is), és sok helyet igényelnek. Továbbá a rendszerek általában nem garantálják, hogy a víz teljesen mentes a *Phytophthora* baktériumoktól. Az öntözővíz vegyi anyagokkal fertőtleníthető. A kereskedelmi klór használata eltávolítja a baktériumokat, azonban a víz széles körű kezelésére jogi korlátozásokat kell figyelembe venni.

A hatékonyság biztosítása érdekében a *Phytophthora* szubsztrátumát véletlenszerűen ellenőrizni kell (diagnosztikailaboratórium). Ezenkívül mind a szubsztrátumot, mind a növényeket ellenőrizni kell, mielőtt a növényeket az ügyfeleknek vagy más óvodáknak szállítanák. Az öntözővizet rendszeresen tesztelni kell a *Phytophthora*-val való szennyeződésre diagnosztikai laboratóriumban.

További stratégiák a parti erdők *phytophthorai* inváziójának megakadályozására

A *Phytophthora* árvizekkel való terjedésének megszakítása csak a folyókba való bejutás megakadályozásával érhető el, ami szükségessé teszi a felsorolt intézkedések kiterjesztését a dísznövény-termelésre. Ezenkívül bizonyos higiéniai követelményeket be kell tartani az erdőgazdálkodásban, mivel például a betakarítási gépek a baktériumokat szennyezett láncokon keresztül terjeszthetik, és az erdőbe idegen talajanyagot gyakran használják erdei utak építéséhez. Összességében azonban a lakosság körében fokozott tudatosságra van szükség a szennyezett növények jelentette kockázatokról a fent említett, általában költségigényes intézkedések támogatásához.

Outlook és összefoglaló

A partierdő ökoszisztémákban a *Phytophthora*-fertőzések kockázatának csökkentése csak megelőző intézkedésnek tekinthető, amely fenntartható egyensúlyt teremt a kórokozók és az erdei fák között. Emellett integrált és átfogó megközelítéseket igényelnek, amelyek magukban foglalják különösen a növénytermesztést és a növénykereskedelmet, de az erdő- és városi fagazdálkodást is, és végül mégis fontos, hogy növeljék a közvélemény tudatosságát e kórokozók kockázatáról. A növényvédelmi jogszabályok módosítására, valamint a fákkal és a nyilvánossággal foglalkozó egyének széles körére vonatkozó fokozott tájékoztatásra lesz szükség.



4. FÜGGELÉK

4.1 Fajok előfordulása és szaporítóanyag-mozgatás

4.1.1 A fajok előfordulási valószínűségének változása az éghajlatváltozás során

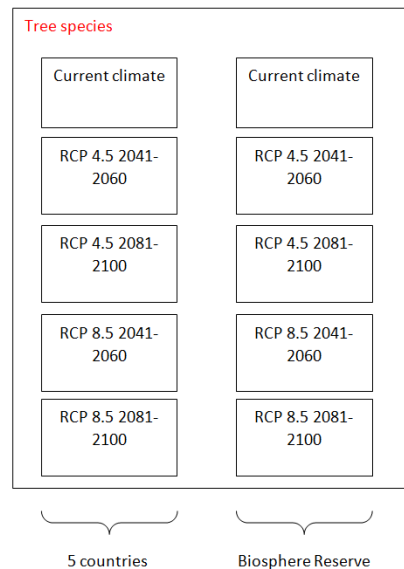
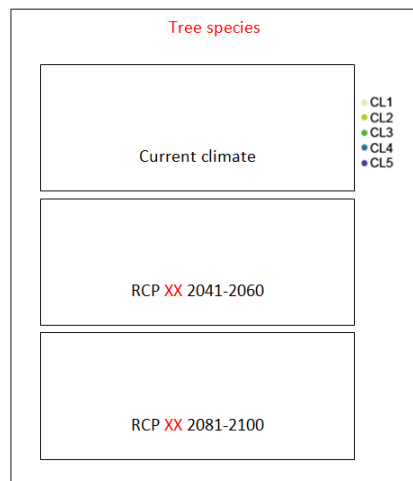
A projekt keretében modelleztük az ártéri erdők gerincét adó állományalkotó és főbb elegyfajok elterjedésének jövőbeli alakulását az éghajlatváltozás hatására. Az alább megadott linkeken elérhető ábrák fajonként 10-10 térképet tartalmaznak, bemutatva az adott faj faj jelenre és két jövőbeli időszakra (a század közepére és végére) vonatkozó, két kibocsátási forgatókönyv (a mérsékelt változásokat leíró RCP4.5 és a pesszimista RCP8.5) alapján modellezett előfordulási valószínűségét. Az ábra bal oldalán az öt résztvevő ország (Ausztria, Szlovénia, Magyarország, Horvátország és Szerbia) teljes területére vonatkozó térképek láthatók, a jobb oszlopban pedig a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum területére vonatkozó. Az egyes térképeken szereplő színskála az adott faj előfordulásának valószínűségére (ezen keresztül a túlélési valószínűsége és megfelelő növekedésére) utal.

A fehér és a piros alacsony, a sárga közepes, a zöld pedig magas előfordulási valószínűséget jelez. A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum határai fekete színben jelennek meg a térképeken, az országhatárok szürkék.

4.1.2 Szaporítóanyag-zónák és azok előrejelzett térbeli változása

A szaporítóanyag-zónák jelenlegi és modellezett jövőbeli határainak alakulását hat térkép mutatja be fajonként. Az első oldal a mérsékelt (RCP4.5), a második a drasztikus (RCP8.5) éghajlatváltozási forgatókönyv alapján készült előrejelzéseket tartalmazza a század közepére és végére, illetve a referenciának tekintett jelenlegi állapotot.

A színnel kódolt területeken az adott faj előfordulási valószínűsége meghaladja az 50%-ot, a vénic-szil esetében a 20%-ot. A fehérrel jelzett területen az előfordulási valószínűség ezen értékek alatt van. A különböző színek hasonló éghajlati viszonyokkal rendelkező területeket mutatnak. Ugyanazon színnel jelzett területek éghajlati szempontból egymáshoz jobban hasonlítanak, mint bármely más csoportba esőkhöz. Ezen csoportokat feleltettük meg a szaporítóanyag-zónáknak. A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum határai sárga színben jelennek meg.



Linkek a nagy felbontású térképekhez

Mézgás éger (*Alnus glutinosa*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Alnus_glutinosa/

Keskenylevelű kőris (*Fraxinus angustifolia*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Fraxinus_angustifolia/

Magas kőris (*Fraxinus excelsior*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Fraxinus_excelsior/

Fekete nyár (*Populus nigra*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Populus_nigra/

Kocsányos tölgy (*Quercus robur*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Quercus_robur/

Vénic-szil (*Ulmus laevis*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Ulmus_laevis/

Megjegyzés: A vénic-szil esetén a szaporítóanyag-zónák térképei a faj természetes előfordulásaihoz jól illeszkedő, 20%-os előfordulási valószínűség mentén meghatározott területre vonatkoznak. Emellett elérhetővé tettünk olyan térképeket, amelyek bemutatják a zónák alakulását olyankor is, amikor a modellezett előfordulási valószínűség e küszöbérték alá esik.

Mezei szil (*Ulmus minor*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Ulmus_minor/

Fehér fűz (*Salix alba*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Additional_species/Salix_alba_occurrence.pdf

A modellezésbe bevont idegenhonos fajok

Fekete dió (*Juglans nigra*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Additional_species/Juglans_nigra_occurrence.pdf

Fehér akác (*Robinia pseudoacacia*)

https://danubeforesthealth.eu/dat/Output3.3/Additional_species/Robinia_pseudoacacia_occurrence.pdf

4.2 Fontosabb ártéri fajok

Viktória Valenta

4.2.1 Őshonos fajok

Alnus glutinosa - mézgás éger



A mézgás éger (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) kompakt, gyors növekedésű, általában 10-25 m (de kivételesen akár 40 m) magasságot, akár 120 éves kort is elérő faj. Koronája kúpos, törzse egyenes, fiatalon sima, fényes, zöldesbarna, idős korban sötét szürkésbarna, repedezett kéreggel. Értékes ipari fát szolgáltat, finom szerkezete révén a bútorgyártásban, írószergyártásban hasznosítják.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A mézgás éger Európa-szerte elterjedt, a 65. szélességi foktól Észak-Afrikáig, Írországtól Nyugat-Szibériáig megtalálható. Termőhelyi igényeit tekintve a talajnedvesség iránti igény meghatározó. Többetvízhatással érintett, nedves, ásványi anyagokban dús talajokat kedvel, a szélsőségesen savanyú kémhatásúakat kerüli. Az időszakos elárasztást jól tűri, de mivel oxigénigényes faj, a pangóvízes körülményeket kevésbé tolerálja. A vegetációs időn belül jelentkező vízszintingadozást nem viseli el, ezért nagy folyóink mély ártereiről hiányzik. Pionír jellegű faj, képes bolygatott területek gyors kolonizálására. Fényigényes, társulásképpessége mérsékelt.

A faj a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálható Ausztriától Szerbiáig.

Erdészeti jelentőség

A mézgás éger gazdasági szempontból talán kevésbé fontos, ökológiai jelentősége azonban nem elhanyagolható. Speciális termőhelyeket képes hasznosítani, a bő vízellátottságú területek társulásainak szukcessziójában kiemelt szerepet tölt be. Aktinorhizás baktériumai (*Frankia alni*) révén nagy mennyiségű nitrogén megkötésére képes, gyorsan bomló lombja révén az ásványi talajok szervesanyag-tartalmát növeli. Díszértéke alacsony, erdőterületen kívüli fásításokban elvétve alkalmazzák.

A kilencvenes évektől kezdődően az égeresek erdővédelmi helyzete jelentősen romlott a *Phytophthora alni* terjedésének és fokozott kártételének következtében.

Az éghajlatváltozás a mézgás éger természetes elterjedésére kettős hatást gyakorol. Kiterjedés valószínűsíthető északi irányba, ugyanakkor az elterjedési terület száraz oldalán a vízellátottság romlásával párhuzamosan élőhelyvesztést fog elszenvedni a faj.

Leírás

Levél: kerekded, kétszeresen fűrészes szélű, kicsípett csúcsú vagy lekerekített, sötétzöld, fiatalon fényes és a rügyhöz hasonlóan ragadós.

Virágzat: porzós barkái sárgászörösek, végállóak, a termős füzérek zömökek, vörösek. Lombfakadás előtt virágzik, szélporzó.

Termés: tojásdad, kezdetben zöld, majd sötétbarnán át megfeketedő áltoboz. Az apró, szárnyszerű szegéllyel rendelkező, vörösesbarna makkocskák októberre beérnek, de az áltobozból csak február-márciusban hullanak ki. Csíráképpességük alacsony.

Kéreg: kezdetben sima, zöldesbarna; később szürkésbarna, repedezett.

Fraxinus angustifolia - keskenylevelű kőris



A keskenylevelű kőris (*Fraxinus angustifolia* Vahl) viszonylag gyors növekedésű, jelentős méreteket elérő fafaj. Habitusa és faanyaga hasonló a magas kőriséhez (*F. excelsior*), kemény és rugalmas, a furnéripar, a bútór-, jármű- és sportszergyártás keresett alapanyaga.

Elterjedés, élőhely, ökológia

Hazája Közép- és Dél-Európa, Kis-Ázsia, Észak-Afrika, elterjedési területe részben átfed a magas kőrisével, amellyel hibrideket is képez. Változatos termőhelyeken találjuk, hegyvidéki ligeterdőkben, illetve nagyobb folyók árterein egyaránt. Melegkedvelő, jól tűri a magas talajvizet és a hosszan tartó elöntést, valamint a kötött talajokat. A huzamos szárazságot jobban tűri, mint a magas kőris, északon a fagy korlátozza elterjedését. Kimondottan fényigényes. Az ártéri tölgy-kőris-szil ligeterdők emblematisz faja, de előfordul láperdőkben, illetve magasabb térszínek egyes erdeiben is.

A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban a fafaj Szerbiától Ausztriáig minden országban előfordul. A rezervátum központi területein együtt található a magas kőrisrel, de délkelet felé egyre inkább felváltja azt.

Erdészeti jelentőség

Bár mag útján kiválóan terjed, természetes felújítása problematikus, a gyakorlat a mesterséges felújítást helyezi előtérbe. Gyors növekedése és keresett faanyaga révén értéktermelő képessége magas. Mivel melegkedvelő faj, az éghajlatváltozás nyertesei közé tartozhat, északi irányú terjedése valószínűsíthető.

Leírás

Levél: páratlanul szárnyalt, összetett, általában 7-9 levélkéből álló. A levélkék 3-8 cm hosszúak, fényes zöldek, kopaszok.

Virágzat: fürtjei egyszerűek, egyivarúak vagy poligámok, általában 10-30 virágból állnak. Kora tavasszal virágzik, szélporzó.

Termés: 3-5 cm hosszú lependék, nyár végén érik.

Kéreg: szürke, korán parásodik, keresztirányban is repedezett.

Fraxinus excelsior - magas kőris

A magas kőris (*Fraxinus excelsior* L.) elsőrendű fává nő, 300 éves kort, 20-35 m magasságot érhet el. Törzse egyenes, gömbölyded koronája laza ágszerkezetű. A kéreg sokáig sima, halványszürke, idős korban hosszirányban repedezett. Fája világos, kemény és rugalmas, emiatt szerszámokhoz, sporteszközökhöz, hangszerekhez, valamint a bútortiparban előszeretettel használják.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A magas kőris egész Európában megtalálható. Elterjedési területe nagyobb, mint a két másik, európai rokonáé, a keskenylevelű és a virágos kőrisé, az atlanti parttól a Közel-Kelet északi széléig húzódik. Áréaja keleti részén síkvidéki, régiókban inkább dombvidéken, alacsony hegyvidéken fordul elő. A legjobban mély, gazdag, jó oxigénellátottságú talajokon nő. Vízigénye magas, ugyanakkor a hosszan tartó elöntést nem viseli el. Csíranövényként és fiatal korban árnyéktűrő, 7-10 éves kor után kimondottan fényigényessé válik.

A faj a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálható, Magyarországon, Horvátországon át Szerbia felé haladva a keskenylevelű kőris váltja fel.

Erdészeti jelentőség

20-30 éves korától bőven és gyakran terem, magról jól terjed és újul. Gyors fiatalkori növekedése, értékes faanyaga révén gazdasági jelentősége nagy, elegyfajként is képes jelentős értéket termelni. Ökológiai szerepe szintén nagy, jelentős szerepet játszik az elegyes erdők diverzitásának fenntartásában. Erdővédelmi szempontból a két említett kőrisfaj kritikus helyzetbe került a *Hymenoscyphus fraxineus* (*Chalara fraxinea*) által okozott kőrispusztulás miatt. A kórokozó az 1990-es évek eleje óta terjed, Európa-szerte jelentős pusztulásokat okozva. A legyengült állományok más kórokozókra, kártevőkre (pl. *Agrilus planipennis*) való kitettsége is fokozódik.

Leírás

Levél: páratlanul szárnyalt, összetett, 9-13 levélkéből áll. A levélkék 6-10 cm hosszúak, sűrűn fogazottak. A levelek késő tavasszal fakadnak és rendszerint zölden hullanak le ősszel a fagyok hatására.

Virágzat: egyivarú vagy poligám, mindig összetett fürt, 100-400, sötétvörös virággal. Lombfakadás előtt, április első felében virágozik, szélporzó.

Termés: nyúlánk, ovális, 3-5 cm hosszú lependék. Novemberben érik, lombfakadáskor hullik, átfekvő.

Kéreg: szürke, sima, később hosszanti irányban hasadozik.

Populus alba - fehér nyár

A fehér nyár (*Populus alba* L.) közepes termetű faj, amely 30 méteres magasságot, 400 éves kort érhet el. Törzse gyakran hajlott, görbe, koronája vastag ágú, szabálytalan, idős korban ellaposodó. Faanyaga nem kimondottan értékes, sok fahibával terhelt. Energetikai, lemezipari felhasználása mellett csomagolóanyagként is hasznosítják.

Elterjedés, élőhely, ökológia

Nagy elterjedési területtel bír Nyugat-Európától Közép-Ázsiáig. Közép- és Dél-Európa alföldjein, elsősorban a folyósíkokon és az azokat kísérő homokvidékeken mindenütt megtalálható. A nedves, laza szövetű, tápanyagokban gazdag talajokat részesíti előnyben. Bizonyos mértékig tolerálja a hosszan tartó elárasztást, meleg- és fényigényes. Pionír faj, gyors növekedésű, vegetatív úton is jól terjed. A fehér nyár természetes úton hibridizálódik a rezgőnyárral (*P. tremula*). Természetes állományaiiban szálankénti vagy csoportos elegyben jelenik meg, monokulturái a vágásos erdőgazdálkodás termékei.

A faj a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálható Ausztriától Szerbiáig.

Erdészeti jelentőség

Kiterjedt, jól alkalmazkodó gyökérrendszerének köszönhetően talajvédelmi szerepe jelentős a homokterületek megkötésében, hasznosításában. Kedvező termőhelyen gyors növekedésű, magas fatömeg létrehozására képes. Szárazabb termőhelyeken ökológiai, struktúraalkotó szerepe lép előtérbe. Erdőterületen kívüli fásításokban, mint pl. mezővédő erdősávok, útfásítások létesítése során előszeretettel alkalmazzák.

Leírás

Levél: változatos alakú, formagazdag levélzetet fejleszt. Leveli tenyeresen karéjosak, 3-5 karéjjal, durván fogazottak, 6-15 cm nagyságúak, a levél színe fényes sötétzöld, fonákja fehéren nemezes.

Virágzat: egyivarúak, a porzós barkák 5-6 cm hosszúak, zömökek, a termős füzérek megnyúltak, de jóval rövidebbek. Lombfakadás előtt, március közepétől virágzik.

Termés: 10-12 cm hosszú füzérben elhelyezkedő, világoszöld tokjai április végén, május elején nyílnak. A repítőszőrös magok aprók, 1-2 mm hosszúak, gömbölydedek, sárgásfehérek.

Kéreg: fiatalon piszkosfehér, sokáig sima, jellegzetes, rombusz alakú, sötét paraszemölcsökkel tarkított, idős korra a törzs alsó részén durván repedezetté válik, megsötétedik.

Populus nigra - fekete nyár

A fekete nyár (*Populus nigra* L.) gyors növekedésű, akár 40 m-es magasságot, 400 éves kort is elérő faj. Zömök, vastag, gyakran csomoros törzset, erős ágakat és széles, tojásdad koronát fejleszt. Fáját a bútór- és lemezipar használja, emellett papír- és rostipari alapanyag.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A faj jóformán egész Európában megtalálható a Földközi-tengertől a Brit-szigetekig, áréája kiterjed Észak-Afrikaig és Közép-Ázsiáig. A síkvidéki ártéri erdők fontos faja, szaporodása szorosan kapcsolódik az árvízi elöntésekhez. A széllel és víz útján terjedő magok csírázásához növényzettől mentes talajfelszín és kedvező vízellátottság szükséges. A nedves, mély, tápanyagban gazdag, mésztartalmú hordaléktalajokat kedveli, kerüli a pangóvizes helyeket, a tömött, rosszul szellőzött talajokat. Melegkedvelő, a hosszabb száraz periódusokat során lombját korán leveti. A hosszabb ideig tartó elöntést jól tűri. Pionír faj, vegetatív és generatív úton egyaránt képes bolygatott területeket kolonizálni. Az ártéri zátonyok, mély fekvésű területek szukcessziójában jelentős szerepe van. Rendszerint egészen fordul elő puhafás ligetekben más nyárrakkal és fűz fajokkal, keményfás társulásokban is megtaláljuk. Az amerikai fekete nyárral (*P. deltoides*), illetve az azzal képzett hibridekkel (*P. x euramericana*) kereszteződhet.

A faja a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálható Ausztriától Szerbiáig.

Erdészeti jelentőség

A fekete nyár Európa egyik legveszélyeztetettebb fafaja. Élőhelyei megfogyatkoztak: a folyószabályozások miatt a hullámterek területe töredékére csökkent, a nyárgazdálkodás az intenzív körülmények között nagy hozamot biztosító, nemesített fajtákkal váltotta fel a fajt. Az amerikai fekete nyárral alkotott hibridjeit széles körben ültetik, ami teret nyit a visszakereszteződésnek, a tiszta fekete nyár génállomány genetikai szennyeződésének, ami végső soron a faj genetikai identitásának elvesztéséhez vezethet. Ezt felismerve, a faj génállományának fenntartása érdekében Európa-szerte megőrzési programok indultak.

Gzadasági jelentőségét a faj a jóval produktívabb nemes nyáarak miatt elvesztette. A nyárasok fontos ökoszisztéma-szolgáltatásokat nyújtanak, beleértve a vízgyűjtők védelmét, a talaj megkötését, az erózió elleni védelmet.

Leírás

Levél: változatos alakú, háromszögestől a tojásdadig, hosszabb, mint a széles. 5-12 cm hosszú, levágott vagy tompa ékvállú, hegyes csúcsú, ívesen fűrészes szélűek.

Virágzat: a porzós barkák 4-6 cm hosszúak, a portokok pirosak, a termős füzér megnyúlt, a bibeszálak sárgások. Lombfakadás előtt, virágzik, szélporzó.

Termés: a tokok zömök tojásdadok, a repítőszőrös magok világosszürkék, 1,5-2 mm hosszúak.

Kéreg: fiatalon sima, világosszürke, később sötétszürke, mélyen, hálózatosan repedezett.

Prunus avium - madárcseresznye



A madárcseresznye (*Prunus avium* L.) egy közepes méretű, gyorsan növekvő fa, amely körülbelül 15-30 m magasra és általában 70-100 évesre nő. Többnyire egyenes törzset alakít ki vékony, szürke kéreggel. A vadcsesznye a Rosaceae család egyik legfontosabb keményfa fája Európában. A fa finom szemcsés és sűrű, különböző színű szívfával, amelyet bútorkészítéshez, dekoratív asztalos és hangszerkészítéshez használnak.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A vadcsesznye nagyon széles természetes tartományban van Európa mérsékelt erdei régióiban: a síktól a submontán területekig megtalálható a Brit-szigetektől és Skandináviáig észak-dél-Spanyolországig, a Maghreb-től és a Kaukázustól délen. Természetes populációi azonban többnyire szétszórtak, de az ültetett és honosított formák meglehetősen széles körben elterjedtek. A patakok partján és az erdő szélei mentén nő. A vadcsesznye közepes és magas tápanyagigényekkel rendelkezik, és képes megbirkózni a különböző talajtípusokkal, előnyben részesítve a friss, meszes talajokat, amelyek jó vízellátással vannak a napos helyeken. Nem tolerálja a víztelenítést és érzékeny az aszályra. Úttörő fajnak tekinthető, amely magokkal vagy szópással kolonizálhatja a nyílásokat. Körülbelül 40 éves koráig gyorsan növekszik, ami versenyelőnyt biztosít a korai egymásutánban, de gyakran más keményfák a későbbi szakaszokban felülmúlják. A vegyes erdők tagjaként bükkökkel (*Fagus* spp.), tölgyekkel (*Quercus* spp.), gyertyánnal (*Carpinus betulus*), juharokkal (*Acer* spp.) és szilfákkal (*Ulmus* spp.) együtt található.

Prunus avium Ausztriától Szerbiáig található. A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum területén fordul elő, de Észak-Szerbiában és Kelet-Magyarországon nem fordul elő.

Erdészeti jelentőség

A *Prunus avium* a házasított cseresznye vad formája, amelynek gyümölcssei (a meggy, *P. cerasus*) gazdaságilag nagyon fontos ehető cseresznye. Gyakran ültetik madárvédelemre és a biológiai sokféleség megőrzésére. A vadcsesznyét mezőgazdasági földterületek erdősítésére használják. Gyökérrendszerének köszönhetően alkalmas talajerózió elleni védelemre és lejtőstabilizálásra. Az éghajlatváltozást tekintve győztesnek tekintik, feltéve, hogy az aszály hosszabb ideig nem tart fenn, mivel az esőzések már korlátozó tényező az eloszlás déli részén. Északon azonban a hidegebb körülmények korlátozzák, amelyek a melegebb éghajlattal változnak. Ez jelentősen növelheti bizonyos kártevőkkel és betegségekkel (pl. cigánymoly, *Lymantria dispar*, cherry leaf roll vírus CLRV) szembeni sebezhetőségét, ahol a körülmények kedvezőtlenebbé válnak.

Leírás

Levelek: ovális, hosszú hegyes, durván fogazott; szár vörös nektármirigyekkel; ősszel sárga vagy piros; a talaj javul.

Virágok: egyszínű, hermafrodit; 2-5 fehér virág klasztere; rovarszenyezett.

Gyümölcsök / magok: vörös-lila drupes, hosszú szárú, 1-2 cm átmérőjű, fényes; keserűdes, ehető; késő tavasztól nyárig; madárszórt.

Kéreg: sima, fényes szürke-barna, nagy vízszintes lencse; vízszintes hámlás.

Quercus robur - kocsányos tölgy

A kocsányos tölgy (*Quercus robur* L.) egy magas lombhullató fa, amely néha több mint 40 m magas és több mint 1000 éves. Alakjuk változik, szabálytalan koronával, amely sok napfényt enged át. A törzs gazdagon elágazó lehet magányos fákban szürke vagy barna kéreggel, amely mély hosszanti repedéseket mutat. Nagyon kemény, nehéz és sokoldalú fáját a bútór- és építőiparban használják, és ellenáll a folyadékokkal szemben hordóként és a hajógyártásban.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A *Quercus petraea*-hez (kocsánytalan tölgy) hasonlóan a *Quercus robur* Európaszerte megtalálható - északon Dél-Norvégiától a déli Földközi-tengerig, ahol más tölgyekkel (*Q. frainetto* és *Q. pubescens*) hibridizál. Ez egy fontos faj egy parti vegyes erdő, és friss-nedves, vályogban és agyagban gazdag, nehéz talajokon fordul elő meleg helyeken. Tolerálja a gyenge tápanyagellátással rendelkező talajokat. A rendszeres áradások nem jelentenek problémát, és mély taprootjai miatt mérsékelt aszályokkal képes megbirkózni. A kocsányos tölgy egy könnyű igényű faj, amely viszonylag későn fejleszti leveleit, ezáltal napfényt engedve az erdő padlójára. Ez nemcsak a késői fagyvesemények károsodását kerüli el, hanem lehetővé teszi a változatos regenerációt is. A kocsányos tölgy úttörő faj olyan területeken, mint a síkságok és a dombok, de késői utód faj az árterekben és völgyekben. Tölgyek találhatóak együtt gyertyán (*Carpinus betulus*), alkotó Carpinion betuli szövetség, amely magában foglalja a fajokat, mint a kóris (*Fraxinus excelsior* és *F. angustifolia*) és juhar (*Acer campestre*, *A. platanoides*).

A fajok a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálhatók.

Erdészeti jelentőség

A tölgyeknek sok könnyű és intenzív ellátásra van szükségük, amikor fiatalok, és ezért kihívást jelentő fajoknak tekintik őket. 90-120 éves kor között értékes fát lehet beszerezni – a gazdasági rotáció körülbelül 130 év. Oaks lehet coppiced és pollarded könnyen. Ahol lehetséges, a természetes regenerációt prioritásként kell kezelni – ahol az ültetvények szükségesek az egzotikus genotípusok bevezetése, veszélyt jelenthetnek. A tölgyek értékes táplálékforrást biztosítanak a különböző állatok számára az emlősöktől a madarakon át a rovarokig. Erdei kártevők, mint a tölgyfa penész (*Erysiphe alphitoides* syn. *A. mikroszfácir alficidek*) és a tölgy körmeneti lepke (*Thaumetopoea processionea*) súlyos károkat okozhatnak és korlátozhatják a termelékenységet azáltal, hogy megakadályozzák a fény elérését a levelekhez vagy a fák defoliálását. Egy viszonylag új fenyegetés az akut tölgyfa hanyatlás, amely többek között az éghajlatváltozásnak tulajdonítható (szennyezés, rossz szilvickulturális gyakorlatok stb.).

Leírás

Levelek: egyszerű, obovate-hosszúak, kerek lebeny; 16 cm hosszú; rövid szár (2-7 mm; különbség a *Q. petraea*-hoz); a felső oldal tompa sötétzöld, levéalap vénákkal.

Virágok: egyszínű; szélszennyezett; nő: kicsi, vöröses, láthatatlan; férfi: sárga-zöld nyáladzó macskabőr; közvetlenül az első levelek után jelenik meg.

Gyümölcsök / magok: makk, pikkelyes csészében, hosszú szárakkal (különbség a *Q. petraea*-hoz) éshosszanti csikokkal, nagy fejlesztési tartalékokkal.

Kéreg: szürke-barna, mély hosszanti repedések, ha idősebb.

Ulmus laevis – Vénic-szil

Az európai fehér szilfa (*Ulmus laevis* Pall.) egy közepes méretű lombhullató fa, amely körülbelül 30 m magasra és több mint 100 évesre nő. A korona nagyon változó, a kupola alakútól a kúpig. A törzs barázdált, szürkebarna kéreggel és azonos színű szívifa. Ami különleges ebben a fában, az az, hogy feszületű gyökereket képez – a gyökerek és a törzsek közötti kapcsolatokat, amelyek egyébként az esőerdő fajokban találhatók. Az elms általában jó minőségű fával rendelkezik, és víz alatti használatra alkalmas. Az *Ulmus laevis*nek alacsonyabb sűrűségű, keresztzemszsés fája van.

Elterjedés, élőhely, ökológia

Az Európában őshonos három szilfafaj közül (*U. laevis*, *U. glabra* és *U. minor*), az európai fehérszilfa keletibb tartományban van Közép-Franciaországtól az Urál-hegységig. Szilvák találhatók ártereken és folyók és patakok közelében. Előnyben részesítik a tápanyagban gazdag és időszakosan elárasztott talajokat (elárasztási toleranciájuk körülbelül 119 nap / év), de képesek elviselni a mérsékelt száraz talajokat. Az európai fehér szilfa alkalmas vegyes fajként a tölgyerdőkben, és fűzfákkal (*Salix* spp.), nyárfákkal (*Populus* spp.), égerekkel (*Alnus* spp.) és kórisval (*Fraxinus* spp.) együtt fordul elő.

A fajok a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálhatók Szerbiától Ausztriáig, ahol a keleti régiókban és a Duna mentén fordul elő.

Erdészeti jelentőség

A szilákat a folyók mentén a talajerózió enyhítésére használják, különösen az *U. laevis* képes megbirkózni a zavarabb és elárasztott helyeken. A vízgűjtő szabályozás és az élőhelyek elvesztése miatt azonban populációi kicsivé és szétredezetté váltak. A jövőben különös figyelmet kell fordítani a faj genetikai sokféleségére, mivel a holland szilfabetegség kitörése az elmúlt évszázadokban veszteségekhez vezetett a génállományban, ami a tájváltozásokkal kombinálva megnézhető a változó éghajlattal való megbirkózást.

Leírás

Levelek: változatos; alternatív, sötétzöld, csúcson akumenátum, fogazott, sima és downy a felső oldalon; az *U. minor*nál korábban lévő fészerek.

Virágok: hermafrodit, monoecious; hosszú sziiirkos; levelek előtt jelennek meg; 10-30 klaszterek; hosszú szárak (2 cm), szirmok, sötétvörös; szélszenyezett.

Gyümölcsök/magok: petesejt szamarák; egyetlen központi dió, membrán hajral szegélyezett margóval; késő tavasszal érlelődik.

Kéreg: barna-szürke, mélyen barázdált.

Ulmus minor - mezei szil

Field elm (*Ulmus minor* Mill.) egy közepes méretű lombhullató fa, amely legfeljebb 20 m magas és kivételes esetekben akár 600 éves is lehet. A korona lekerekített, és a törzs kérge durva és barázdált enyhén, gyakran parafa csíkokkal. A szívéja vöröses-csokoládébarna, és jó minőségű padlóhoz és bútorokhoz. Mivel nagyon ellenáll a vízromlásnak, víz alatti építésben is használják.

Elterjedés, élőhely, ökológia

Az *Ulmus minor* a három európai szilfafaj (*U. laevis* és *U. glabra*) déli eloszlása. Délen Iránig, Izraelig és Algériától használható; a legészakibb kiterjedésű azonban a Balti-tenger. Ez a partifa dél- és közép-európai patakok mentén, valamint északon erdős sztyeppékben nő, mivel képes kezelni mind a víztelenítést (akár 151 napos áradási tolerancia), mind az aszályos stresszt. A benyújtott szilfa egy fényigényes, gyorsan növekvő úttörő faj, amely elég gyorsan képes szaporodni. Ez része a vegyes ártéri közösségek együtt kőris (*Fraxinus* spp.), fűzfák (*Salix* spp.) és tölgyek (*Quercus* spp.).

A fajok a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálhatók Szerbiától Ausztria keleti és északi régióig.

Erdészeti jelentőség

A szilfákat a folyók mentén a talajerózió enyhítésére használják, az *Ulmus* kisebb tolerálja az áradásokat, mint más fajok, mint például a közönséges kőris (*Fraxinus excelsior*). A mező szilmot különösen az utak mentén és a városi területeken is használták, mivel képes könnyen kihajtani és szopással terjedni. Azt is coppiced használata kis fa termékek és állati takarmány. A holland szilfabetegség kitérő a múlt században súlyosan érintette a szántóföldi szilfákat és génállományukat, amely a veszélyeztetett fajok vörös listájára helyezte őket, mint a regionálisan leginkább veszélyeztetett szilfafajokat. A masszív szilma dieback oka az *Ophiostoma novo-ulmi* cső alakú gomba fertőzése. A gombát az elm kéregbogár továbbítja, amikor egészséges szilfa ágakkal táplálkozik.

A mező szil hibridizálódik a wych szilmekekkel (*U. glabra*) - az *Ulmus x hollandica* (holland szil) néven ismert köztes formákkal - és az Ázsiából bevezetett szibériai szilakkal (*U. pumila*). Általánosságban elmondható, hogy az *Ulmus minor* egy nagyon polimorf és genetikailag összetett faj, számos alfajjal és fajtával, amelyek különböző körülményekhez igazodnak, ami a változó éghajlatban eszköz lehet. A németországi tanulmányok például kimutatták, hogy az *U. minor* az egyik legjobban alkalmazkodott faj a melegebb és szárazabb éghajlathoz.

Leírás

Levelek: aszimmetrikus, gömbölyű, fényes; csak egy csúcsa van (különbözik a wych sziltól); fogazott, 4-10 cm hosszú; fekete mirigyek a levél vénák mentén.

Virágok: monoecious, hermafrodit; 10-30-as klaszterek, lövésre zárva; harang alakú, lila-piros; tavasszal jelennek meg a levelek előtt.

Gyümölcsök/magvak: petesejt szamarák, egyszemű mag a szárnyembrán középpontja felett; késő tavasszal érlelődik

Kéreg: durva, barázdált, gyakran parafa csíkokkal.

Salix sp. – fűz fajok



Fűzfa (*Salix spp.*), gyorsan növekvő lombhullató fák, amelyek magassága körülbelül 30 m, és viszonylag rövid életűek - körülbelül 20-30 évesek, de akár 100 évesek is lehetnek. Európában mintegy 115 fűzfafaj létezik, amelyek különböző gazdasági felhasználással rendelkeznek, beleértve a sporteszközök, kosarak és kerítések, tannin és szalicin és egyéb nem fatermékek faanyagát.

Elterjedés, élőhely, ökológia

Európában fűzfa található a Földközi-tengertől a Brit-szigetekig és a Baltikumig. Spanyolországtól Kínáig fordulnak elő, főleg mérsékelt és boreális erdőkben. A többi taxontól eltérően a fűzfafajok száma délről északra növekszik. A fűzfa meglehetősen könnyen hibridizálható, és széles körben termesztik, így természetes tartományukat nehéz meghatározni. A fehér fűz (*Salix alba* L.) széles körben elterjedt a parti erdőkben. Más fűzfajokhoz hasonlóan különböző talajokon is megtalálható, feltéve, hogy a gyökerek hozzáférnek a vízhez. Fűzfa inkább agyag (*S. fragilis*) vagy iszap (*S. alba*), meszes (*S. caprea*) vagy homokos talaj (*S. purpurea*). Általában nagyon toleránsak az áradásokkal szemben, és az *S. alba* különösen jó az árvizek kezelésében (az áradási tolerancia akár 300 nap / év). Más fajok egy kicsit érzékenyebbek a folyamatos áradásokra, mint például az *S. caprea*, de még mindig magas rangúak más parti fajokhoz képest. A *salix* fajok könnyűek, és nem tolerálják az árnyékot. Többnyire nyílt területeken nőnek. A *Salix caprea* azonban egyike azon kevés fűzfafajoknak, amelyek megtalálhatók az erdei alsó történetekben. Fűzfák fordulnak elő vegyes erdőkben együtt fajok, mint a bükk (*Fagus spp.*), szilfák (*Ulmus spp.*), tölgyek (*Quercus spp.*) és nyár (*Populus spp.*).

A fűzfafajok, köztük a *Salix alba*, az *S. caprea* és a *S. purpurea*, a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum teljes területén megtalálhatók Ausztriától Szerbiáig.

Erdészeti jelentőség

A fűzfa könnyen hibridizálódik egymással, ami több hibridet eredményez, köztük a *Salix x rubens* (*S. alba* x *S. fragilis*), *Salix x margaretae* (*S. purpurea* x *S. fragilis*) és *Salix x wimmeriana* (*S. purpurea* x *S. caprea*). Ez a tény segíthet az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodásban, mivel hibrideket lehet ültetni, hogy visszaszerezze a zavart földet, ahol más fajok már nem tudnak megbirkózni. Ezenkívül a legtöbb fűzfa koppiced vagy pollard lehet, és vegetatívan reprodukálható a szopókból, kivéve a kecske fűzfát (*S. caprea*), amelyet csak alkalmanként lehet vegetatívan szaporítani dugványokkal. Az ökoszisztéma-szolgáltatások tekintetében a fűzfa többek között a vízgyűjtők védelme, a talajstabilizálás és az erózió mérséklése szempontjából fontos. Ezeket az ökoszisztéma helyreállításában és fitoremediációjában, de a mezőgazdasági terpen rendezésben is használják sövényként és szélvédőként. A fűzfák Európában sokféle éghajlati viszonyok között találhatóak. A változó éghajlattal a fajok összetételének változása várható az európai erdőkben, így egyes fűzfafajok helyettesíthetik másokat az őshonos tartományukban. A fűzfák tolerálják az áradásokat, de az árapály vizes élőhelyeken növekvő fajokat (pl. *S. alba* és *S. viminalis*) is érinti az éghajlatváltozás miatti só behatolás. Kimutatták, hogy az érett fák képesek megbirkózni az ilyen oligohalin állapotokkal.

Leírás

Levelek: hosszú és keskeny (lándzsás), finoman fogazott; ezüstszürke a tetején, alul sűrű fehér szőrszálakkal; váltakoznak.

Virágok: kétszínű; férfi macskabőr sárga, legfeljebb 5 cm hosszú; női macskabőr zöldes-sárga, bolyhos fehér, rövidebb; tavasszal jelenik meg a levelek előtt; rovarszennyezett.

Gyümölcsök/magvak: kapszula gyümölcsök, szürke nemezelt, tojás alakú; szár nélkül; nagyon kis magok.

Kéreg: vöröses-szürkésbarna, később sárga-szürke; hosszanti repedések.

4.2.2 Idegenhonos alternatívák

Juglans nigra - fekete dió



A fekete dió (*Juglans nigra* L.) egy gyorsan növekvő, könnyű igényű lombhullató fa, amelyet Észak-Amerikából vezettek be. 25-35 m magasra és 200-300 évesre nő. Hosszú törzseket fejleszt ki 2 m hick-ig, széles koronával. A fa erős, egyenes szemcsés és tartós. A világ legdrágább bútorerdei közé tartozik, de padlóburkolatokhoz, furnárokhoz, szobrászathoz és hangszerekhez is használják.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A fekete dió őshonos tartománya Észak-Amerika, beleértve az Egyesült Államok keleti és középső részeit és Ontario déli részét. Valószínűleg a 17. század elején vezették be Európába. Azóta mintegy 15 európai országban ültették dísz- és erdőfaként. A *Juglans nigra* gazdag, magas tápanyagszintű talajokat igényel (pl. Ca, K, Mg). A fekete dió a 6-7 pH-s agyagos talajokat részesíti előnyben. Nem tolerálja a mészkövet, érzékeny a pseudogley-ra, és mély talajréteget igényel (> 60 cm) erősen meszes vagy kréta alapkő felett. Az ideális helyek a déli vagy délnyugati fekvésű lejtőkön vannak meleg és védett területeken. Itt a széles körben elterjedt gyökérrendszer mély taproottal stabilizálhatja mind a fát, mind a talajt. A talajokat jól le kell üríteni, de folyamatosan vízzel kell ellátni – akár talajvízzel, akár esővel (minimum éves csapadékmennyiség 600 mm-től 900 mm-ig). Az érett fák akár 90 napig is túlélhetnek az elárasztást a természetesi időszakban. Az aszályállásról szóló jelentések mérsékeltellen ellenállóaktól nagyon érzékenyekig terjednek. Azonban tolerálhatja a nyári aszályt, ha a talaj megfelelően telített. A palántákat károsíthatja az állatok, például a szarvas vagy a voles böngészése. A fekete dió azonban a rágcsálók és madarak vetőmag-diszperziójától függ, amelyre a diófélék nagyon táplálók (mint az emberek számára).

Az Észak-Amerikában őshonos *Juglans nigra* minden partnerországban megjelent. Ausztriában a 19. század vége felé került sor a dunai ártéri erdők első kísérleti termesztésére. Szlovéniában és Szerbiában a fekete diót először a 19. század végén (1889- ben, illetve 1890-ben) vezették be az erdőbe. Szerbiában a nemzeti erdők mintegy 0,1% -át fedi le. Magyarországon a *Juglans nigra*-t először a 18. században vezették be, és ma az erdős terület mintegy 0,4% -át fedi le, az egyik legértékesebb egzotikus fafajnak tekinthető. Horvátországban 1890 körül hozták létre a fekete dió első ültetvényeit. A Duna közelében lévő alföldi erdőkben ültették és ültetik olyan területeken, amelyek túl szárazak az őshonos fajok számára, mint például a kocsányos tölgy.

Erdészeti jelentőség

A fekete diót elsősorban kiváló minőségű fa előállítására termesztik. Ezeket agroerdészeti rendszerekben, dió-termelésben és az ökoszisztéma helyreállításában is használják. A *Juglans nigra* nagyon könnyű igényes, és nem tolerálja az árnyékot, különösen érett faként. Ennek az alacsony árnyalatú toleranciának köszönhetően ritka a magokon keresztüli természetes regeneráció. Európa-szerte a fekete diót lehetőleg 1 éves palántákkal regenerálják, amelyek legalább 30 cm magasak. A fiatal palánták gyorsan nőnek, évente legfeljebb 1 m-rel. Körülbelül 8-10 éves korukban kezdik el a termést, amikor 7-8 m magasak. 20-30 év múlva jelentős vetőmagnövények várhatók. Vegyes állványokon olyan fajokkal termesztik őket, mint a kőris (*Fraxinus* spp.), juhar (*Acer* spp.) vagy tölgyek (*Quercus* spp.), ahol gyorsabban nőnek, mint az őshonos fajok. A fekete dió is érzékeny a kártevőkre és a betegségekre. Mivel a fekete dió képes megbirkózni az alacsony téli hőmérséklettel (-40 °C-ig), alacsony a fagykárosodás kockázata. Azonban nagyon érzékenyek a tavaszi késői fagyra, ami korlátozza eloszlásukat. Az éghajlatváltozás várhatóan európa különböző részein növeli jelentőségét, mivel jól alkalmazkodik az aszályhoz, és néhány korlátozó tényező

már nem fog érvényesülni.

Leírás

Levelek: összetett, egyenletes csúcsú, acuminate, 9-23 szórólapok; váltakozó; fogazott él; sötétzöld, szőrös alsó.

Virágok: egyszínű; férfi macskabőr nyáladzás, 8-10 cm; női virágok terminálja, 2-5 klaszterek jelennek meg a férfi előtt; önkompatibilis.

Gyümölcsök/magok: zöldes héj, hullámos dió, 8 cm átmérőjű; októberben érik; madarak és rágcsálók diszpergálják.

Kéreg: szürke-fekete, mélyen vékony gerincekre barázdált.

Populus x euramericana - nemes nyár

A Nyár hibrid *Populus x euramericana* több mint 30 m magas. Egy gyorsan növekvő fa, amelynek szülőfaja az európai *P. nigra* és az észak-amerikai *P. deltoides*. Sok fajta növekedési teljesítményében és ökológiai igényeiben erősebben különbözik, mint a morfológiájukban, ami nagyon megnehezíti a taxonómiai feldolgozást. A hibridek alkalmazkodóképességet biztosítanak a különböző talaj- és éghajlati viszonyokhoz, valamint egyes kártevőkhöz és betegségekhez, ami vonzóvá teszi őket az erdészet számára.

Elterjedés, élőhely, ökológia

Az észak-amerikai kanadai nyárfákat a 19. század vége felé az erdészet keresztezte különböző európai nyárfafajokkal. A *Populus x euramericana*t számos európai országban termesztik és vadon élnek. A *Populus x euramericana* jól áhított és vízzel ellátott eutrof talajokat igényel a jó növekedéshez - a 6,0-7,5 pH-tartományban lévő homokos-agyagos talajtípusok különösen kedvezőek. A nyárfák gyorsan növekvő fák, amelyek nagyon könnyűek fiatalon, és ezért úttörők a nyílt területek gyarmatosításában. Fattyú nyárfák találhatóak ültetett és növekvő vad, különösen az ártéri területeken, amelyek elárasztják a magas víz alatt, hanem a durva helyeken is. Az ezüst fűz árterének területén a fattyú nyárfák hosszú távon nem képesek túlélni a túlzott áradások miatt. Ezért főként keményfa árterekre ültetik őket. A *Populus x euramericana* nagyon képes regenerálódni - vágás után az első évben méter hosszú hajtásokat képez. Vegetatíván reprodukálódik a gyökerekből legfeljebb 35 m hosszú gyökérrügyek segítségével. Mivel nincsenek átkelő korlátok, és a fattyú nyárfák gyakoribbak, mint a fekete nyárfák, az utóbbiaknak alig van tiszta utódjuk.

A *Populus x euramericana* a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban termesztik Ausztriától Szerbiáig.

Erdészeti jelentőség

A hibrid nyárfákat egységes törzsképződésük miatt fatermelésre ültették – könnyű, puha, diffúz porózus fát termelve. Gyors növekedési rotációjuknak köszönhetően jó helyszíneken 25 éves időszakok is lehetségesek – a közelmúltban az energiatermelés szempontjából is rendkívül rövid rotációban termesztették őket. Az előre jelzett éghajlatváltozás kedvezni fog a hibrid fajoknak, mivel az egyébként megfelelő helyszíneken túlélhetik az aszályokat és más időjárási szélsőségeket is.

A hibrid nyárfákkal rendelkező erdészet szempontjából a hangsúly a fajtanemesítésen van, mivel a betegségek problémát jelentenek. A rozsda gomba fertőzése a nyárfákban a legfontosabb betegség. A *Melampsora* nemzetségből származó két gombás faj megtámadja a *Populus x euramericana*t (*M. allii-populina* Kleb. és *M. larici-populina* Kleb.) Ezenkívül a *Dothichiza populea* gomba kolonizálja a fagy által már károsodott ágakat. Ez egy tipikus gyengesség parazita, amely gyakrabban fordul elő ingadozó vízegyensúlyú vagy stagnáló nedvességgel rendelkező helyeken. Csak az új fajták folyamatos fejlesztésével lehet az ilyen betegségeket kordában tartani. A *Populus x euramericana* másik problémája a fehér fagyöngy, a *Viscum album*, amely csak a hibridnyárokat érinti, nem pedig a natív fekete nyárfákat.

Leírás

Levelek: a csírázó levelek vörösesek (zöld fekete nyárban) és szőrösök a széleken. A mirigyek gyakran megtalálhatók a levél-szár alján. Az érett levelek háromszög alakúak, hosszú, meghosszabbított csúccsal, 7-10 cm hosszúak és a széleken bevágottak. A hosszú levélnyel oldalirányban lapított.

Virágok: kétszínű, férfi és női virágzat legfeljebb 9 cm hosszú macskabőr. A fattyú nyárfákat főleg férfi klónokként szaporítják. Gyümölcsök / magok: kapszulák, vastag, hegyes, zöldesbarna, petiolate; a magok szőrösök.

Kéreg: világosszürke, hasított; vízszintes parafa dudorok (különböznek a fekete nyártól)

Robinia pseudoacacia – fehér akác



A fekete sáska (*Robinia pseudoacacia* L.) egy gyorsan növekvő, közepes méretű, lombhullató fa, amelyet Észak-Amerikából hurcoltak be Európába. Akár 35 m magasra is nőhet, és körülbelül 60-100 évig él. A törzs többnyire erős görbületet mutat, de a fa tartós és ellenáll a rovarok károsodásának. Padlóra és bútorokra, de kültéri használatra is használják, mint például hajóépítés vagy vasúti talpfa. Ezenkívül tűzifaként és biomassza-termelésre is használható.

Elterjedés, élőhely, ökológia

A fekete sáska természetes tartománya Észak-Amerika keleti részén található, különösen az Appalache-hegységben 1500 m magasságig. Már a 17. században bevezették Európába, széles körben ültetve a 18. és 19. században. Azóta az egész kontinensen honosodott. Ma Portugáliától a Kaukázusig, Skandináviától Dél-Olaszországig található. A *Robinia pseudoacacia* egy könnyű úttörő faj, amely különböző talajviszonyokban növekszik a savas (pH 3) és a lúgos (pH 8) között. Tolerálja a száraz és sós helyeket, de elkerüli a nedves (alacsony elárasztási tűrés) és a tömörített helyeket. A kedvező átlagos éves csapadékmennyiség 700-2000 mm. A fekete sáska nagyon érzékeny a fagyra, és gyenge verseny zárt, árnyékos állványokon. A nyílt területeken, mint például az erdő szélei vagy a zavart talaj, nagyon versenyképes. Nagyon tápanyagszegény helyeken található, mivel szimbiotikus kapcsolatot alakít ki a rhizobia baktériumokkal, ami lehetővé teszi a légköri nitrogén rögzítését, ezáltal megváltoztatva a talajviszonyokat más fajok számára is. Ebből a képességből profitálva nagyon gyorsan növekszik, amikor fiatal. Már három éves korában megkezdji a virágzást és a vetőmagtermelést, ami fontos táplálékforrássá teszi az olyan rovarok számára, mint a méhek és a pillangók.

Az észak-amerikai fekete sáska széles körű ültetése a 18. és 19. században kezdődött. Ma a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum minden országában megtalálható, Magyarországon a legelterjedtebb faja, amely az erdős területek mintegy 24% -át foglalja el.

Erdészeti jelentőség

Európa egyes területein erősen ösztönözték a fekete sáska használatát az erdészetben, bár Európában számos európai adatbázisban erősen invazív fajnak tekintik. Gyors növekedésének, nagy szaporodási képességének és a talaj javításának köszönhetően felhasználható barnamezők rekultiválására, mint például a korábbi bányászati területek. Ez a talaj gazdagodása azonban ritka őshonos fajok elmozdulásához is vezethet, amelyek a tápanyagszegény helyektől függenek. Ily módon a fekete sáska képes egész ökoszisztémák megváltoztatására. A gazdálkodási intézkedések munkaerő-, időigényesek és drágák, és a gyűrűsrúdra összpontosítanak, mivel a fák kivágása elősegítheti az újranovekedést. Ezért a bevezetését jól figyelembe kell venni, és a kockázatokat és előnyöket előzetesen mérlegelni kell. Ha biztonságosnak tekinthető az ültetés, és a szilviculturális cél egyértelműen meg van határozva, kiváló minőségű termékeket hozhat olyan tulajdonságokkal, mint a nagy ütésállóság, a szakítószilárdság és a tartósság impregnálás nélkül. Mivel a fagyok korlátozó tényezők, eloszlása várhatóan növekedni fog az éghajlatváltozás miatt, és kiszoríthatja az őshonos fajokat ökoszisztémájukban és az erdészetben.

Leírás

Levelek: komponált, csúcsos, 2-12 pár, 10-30 cm; hosszúkás, elliptikus az ovális; szemben; pár tüskék az alpnál.

Virágok: monoecious, hermafrodit; fehér vagy krém, sárga foltok belsejében; függő racemákba csoportosítva, 10-20 cm hosszú.

Gyümölcsök/Magok: hüvelyesek; sötétbarna hüvelyek, 5-10 cm; 4-10 mag; télen lógnak; gravitáció és szél által diszpergált; 1-2/ év gyümölcsös.

Kéreg: szürkésbarna vagy sötétbarna; az életkorral hosszantileg hasadt.

4.3 Szakkifejezések

Kifejezés	Magyarázat
Alkalmazkodás	A környezet megváltozására adott azon reakciók, folyamatok összessége, amelyek révén az élő rendszer a változó külső hatások közepette is képes biztosítani fennmaradását.
Allél	Egy adott gén alternatív formája.
Őshonos	Egy természetes populáció akkor tekinthető őshonosnak, ha olyan jellegzetes genetikai háttérrel rendelkezik, amely megkülönbözteti azt ugyanazon faj más populációtól. Az őshonos populációk jól alkalmazkodnak élőhelyükhöz, ezért hosszú ideig képesek túlélni, önmagukat fenntartani állandó környezeti körülmények között. A hosszú ideje természetes úton felújított erdőállományok őshonosnak tekinthetők. Mesterséges felújítással létrehozott állományokat abban az esetben tekintjük őshonosnak, ha a felhasznált szaporítóanyag helyi, vagy kellően közeli származású.
Bakteriális szivárgás vagy folyás	A bakteriális fertőzés jele, a törzsön megjelenő, kellemetlen szagú, gyakran zavaros vagy habos váladék.
Féreg	Egy halott rész egy szár vagy ág kéregén. Parazitafertőzés okozza, és a kaluuszsejtek határosak, ami a sebek gyógyítására szolgáló növényi mechanizmus.
Sarjerdő	Olyan erdőterület, ahol a fákat rendszeresen kivágják a talajszintre, hogy ösztönözzék a növekedést, hogy tűzifát vagy fát biztosítsanak
Koronaelhalás	A gallyak, ágak, hajtások progresszív elszáradása az ágvégektől indulva.
Állománykiegészítés	A természetes újulat kiegészítése mesterséges úton, általában csemeteültetéssel a kívánt állományszerkezet kialakítása érdekében.
Erdészeti szaporítóanyag	Gyümölcsök, magvak és kúpok; a vegetatív szaporítással nyert növények minden része, beleértve az embriókat is; és ezekből a növényekből előállított növények
Genetikai sokféleség	A gének különbségeinek tulajdonítható populáción vagy fajon belüli változás
Genetikai erőforrások	Tényleges vagy potenciális értékű genetikai anyag, ha genetikai anyag olyan anyagot jelent, amely az öröklődés funkcionális egységeit tartalmazza
Öv	A fa körül keringő kéreg és cambium réteg gyűrűjének eltávolítása. A szénhidrátok (eltávolított phloem réteg) megzavarása az asszimilációs szervekből a gyökerekbe nagyon lassan megöli a fát hosszabb idő alatt (legfeljebb évekig)
Keményfa beadványok	Kiváló minőségű rönkök értékesítése nyilvános árverésen

Kifejezés	Magyarázat
Fajok közötti	Különböző fajok között
Intraspecifikus	Egy fajon belül vagy egyetlen faj egyedei között
Természetes szelekció	Az evolúció egyik alapvető mechanizmusa, egy olyan folyamat, amelyen keresztül az élő szervezetek populációi alkalmazkodnak és változnak; ahhoz, hogy a természetes szelekció a populációra hatson, az öröklődő tulajdonságoknak (pl. fa alakjának, betegségre való hajlamának) eltérése kell, hogy legyen, amelyre a differenciált szaporodás (egyes fák nagyobb eséllyel termelnek utódokat, mint mások)
Nekrotikus elváltozás	Fekete, halott rész egy szár vagy ág kéregén, de callusképződés nélkül
Nemes keménylomb	A Juglans, Acer, Ulmus, Fraxinus, Tilia, Prunus, Sorbus, Malus és Pyrus nemzetségek fafaja
Populáció	Ugyanazon faj egyedeinek egy csoportja, amelyek egyidejűleg egy adott földrajzi területen élnek, és képesek keresztezni egymást. Egy nagy populáció több kisebb csoportra osztható, azaz helyi populációkra, azaz szűk értelemben vett populációkra, mivel a szexuális reprodukció csak ilyen kisebb csoportokban történik.
Főér	Levélnyel és fő véna
Alávetés	A vetőmagok közvetlen vetése érett állványok alatt a már meglévő természetes regeneráció megkezdése vagy kiegészítése érdekében

4.4 Hivatkozások fejezetekként

Esettanulmány: A Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátumban folyó erdőgazdálkodás és természetvédelmi kezelés az egyes érdekcsoportok véleményének fényében

1. Interreg Danube REFOCuS D6.1.1. (2019) Report on the overview of the national legislations of the five countries constituting Biosphere Reserve Mura-Drava-Danube and EU regulations and directives relevant for health, conservation and management of riparian forests.
2. Interreg Danube REFOCuS. WP6 Policy Interface. (2020). Report from the Online stakeholders workshop: How to harmonize forest management planning and nature conservation in riparian forests of Biosphere Reserve Mura-Drava-Danube?
3. Stevanov M, Tarjan Tobolka A, Kljajic L, Kičić M, Krott M (2021) Analysis of conflicting interests on the example of the special nature reserve in Serbia: empirically analytical approach. *Šumarski list* 145(3-4), 155-167. <https://doi.org/10.31298/sl.145.3-4.5>

Az ártéri erdők jelentősége és az azokat veszélyeztető tényezők

1. Allard G, Sigaud P (2005). Alien Invasive Species: Impacts on Forests and Forestry - A Review. Forest Resources Development Service Working Paper FBS/8E Forest Resources Division FAO, Rome, Italy Forestry Department. Retrieved March 30, 2020, from <http://www.fao.org/3/j6854e/j6854E06.htm>
2. Arcanum (2017) Historical Maps of the Habsburg Empire First Military Survey 1763-1787. Österreichischen Staatsarchiv. Retrieved from <http://mapire.eu/en/>
3. Bastian O, Bernhardt A (1993) Anthropogenic landscape changes in Central Europe and the role of bioindication. *Landscape Ecology* 8(2) 139-151. <https://doi.org/10.1007/BF00141593>
4. Bebbler DP (2015) Range-Expanding Pests and Pathogens in a Warming World. *Annual Review of Phytopathology* 53(1) 335-356. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080614-120207>
5. Bonacci O, Oskorš D (2010) The changes in the lower Drava River water level, discharge and suspended sediment regime. *Environmental Earth Sciences* 59(8) 1661-1670. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0148-8>
6. Bonacci O, Oskoruš D (2008) The influence of three Croatian hydroelectric power plants operation on the river Drava hydrological and sediment regime. *Hydrological Forecasting*. Retrieved from [http://ksh.fgg.uni-lj.si/bled2008/cd_2008/05_Floods,morphological processes, erosion, sediment transport and sedimentation/005_Bonacci.pdf](http://ksh.fgg.uni-lj.si/bled2008/cd_2008/05_Floods,morphological%20processes,erosion,sediment%20transport%20and%20sedimentation/005_Bonacci.pdf)
7. Boyd IL, Freer-Smith PH, Gilligan CA, Godfray HCJ (2013, November 15) The consequence of tree pests and diseases for ecosystem services. *Science*. American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.1235773>
8. Charles H, Dukes JS (2007) Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. *Biological Invasions* (193) 293-310. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2>
9. Dukes JS, Pontius J, Orwig D. et al. (2009) Responses of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate change in the forests of northeastern North America: What can we predict? This article is one of a selection of papers from NE Forests 2100: A Synthesis of Climate Change Impacts on Forests of the Northeastern US and Eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 39(2) 231-248. <https://doi.org/10.1139/X08-171>
10. Dyakov NR (2019) Testing for assembly rules along disturbance gradients in a riparian broadleaved forest. *Applied Ecology & Environmental Research* 17(1) 1-13. <https://doi.org/10.15666/aer/1701>
11. Dyderski MK, Paž S, Frelich LE, Jagodziński AM (2018) How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24(3) 1150-1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
12. EIONET (2020) (No Title). Retrieved January 14, 2021, from <https://www.eionet.europa.eu/article17/>
13. European Commission. EUR-Lex - 52020DC0380 - EN - EUR-Lex (2020). Brussels. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX:52020DC0380>
14. Floods and River Management - The British Geographer. (n.d.). Retrieved April 7, 2020, from <http://thebritishgeographer.weebly.com/floods-and-river-management.html>
15. Forest Europe (2021) About Forest Europe - Forest Europe. Retrieved January 14, 2021, from <https://foresteurope.org/foresteurope/>
16. FOREST EUROPE, Liaison Unit Bratislava (2019) Human Health and Sustainable Forest Management. Marušáková L and Sallmannshofer M (ed.) FOREST EUROPE Study. <https://foresteurope.org/new-forest-europ-publication-human-health-sustainable-forest-management/>

17. Globevnik L, Kaligarić M (2005) Hydrological changes of the Mura River in Slovenia, accompanied with habitat deterioration in riverine space. *RMZ - Materials and Geoenvironment* 52(1) 45-49.
18. Habersack H (2016) Wasserbau, Schifffahrt und Ökologie an der Donau - Pilotprojekt Bad Deutsch-Altenburg. *Osterreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 68(5-6) 190-192. <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0316-5>
19. Hansen EM (2008) Alien forest pathogens: Phytophthora species are changing world forests. *Boreal Environment Research* 13(SUPPL. A) 33-41.
20. Hulme PE (2009) Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46(1) 10-18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
21. IPCC (2019) Climate change and land. Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems. <https://www.ipcc.ch/srccl/>
22. Jungwirth M, Muhar S, Schmutz S (2002) Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47(4) 867-887. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00914.x>
23. Kautz M, Meddens AJH, Hall RJ, Arneith A (2017) Biotic disturbances in Northern Hemisphere forests - a synthesis of recent data, uncertainties and implications for forest monitoring and modelling. *Global Ecology and Biogeography*. Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/geb.12558>
24. Kevey B (2018) Floodplain forests. In *Springer Geography (Vol. PartF5, pp. 299-336)*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92816-6_18
25. Klimo E, Hager H, Matic S, Anič I, Kulhavý J (2008) Floodplain forests of the temperate zone of Europe, *Lesnická Práce* 62:3p
26. Kwak TJ, Naiman RJ, Bilby RE (2000) Pacific Coastal River Ecology and Management. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. *Ecology* 81(3) 882. <https://doi.org/10.2307/177387>
27. Leyer I, Mosner E, Lehmann B (2012) Managing floodplain-forest restoration in European river landscapes combining ecological and flood-protection issues. *Ecological Applications* 22(1) 240-249. <https://doi.org/10.1890/11-0021.1>
28. Lundström J, Öhman K, Laudon H (2018) Buffer zone alternatives in forest planning using a decision support system. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33(5) 493-501. <https://doi.org/10.1080/02827581.2018.1441900>
29. Meyerson LA, Mooney HA (2007) Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5(4) 199-208. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[199:IASIAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[199:IASIAE]2.0.CO;2)
30. Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystem and human well-being: wetlands and water Synthesis*. (N. D. C. Max Finlayson, Rebecca D'Cruz, Ed.). World Resources Institute.
31. Monclus R, Dreyer E, Villar M et al. (2006). Impact of drought on productivity and water use efficiency in 29 genotypes of *Populus deltoides* x *Populus nigra*. *New Phytologist* 169(4) 765-777. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01630.x>
32. Mosner E, Liepelt S, Ziegenhagen B, Leyer I (2012) Floodplain willows in fragmented river landscapes: Understanding spatio-temporal genetic patterns as a basis for restoration plantings. *Biological Conservation* 153 211-218. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.005>
33. Nadal-Sala D, Hartig F, Gracia CA, Sabaté S (2019) Global warming likely to enhance black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) growth in a Mediterranean riparian forest. *Forest Ecology and Management* 449 117448. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117448>
34. Nagy RC, Porder S, Neill C, Brando P, Quintino RM, Do Nascimento SA (2015) Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. *Ecological Applications* 25(6) 1725-1738. <https://doi.org/10.1890/14-1740.1>
35. Netsvetov M, Prokopuk Y, Puchalka R, Koprowski M (2019) River Regulation Causes Rapid Changes in Relationships Between Floodplain Oak Growth and Environmental Variables 10(February) 1-11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00096>
36. Nilsson C, Berggren K (2000) Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River Regulation. *BioScience* 50(9) 783. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0783:aorecb\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0783:aorecb]2.0.co;2)
37. Nilsson C, Berggren K (2000) Effects of dams and regulations on riparian zones. *BioScience* 50(9) 783. Retrieved from <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/50/9/783/269505>
38. Nisbet D, Kreutzweiser D, Sibley P, Scarr T (2015) Ecological risks posed by emerald ash borer to riparian forest habitats: A review and problem formulation with management implications. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.030>
39. OJEC. (1992). EUR-Lex - 31992L0043 - EN - EUR-Lex. Retrieved January 14, 2021, from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A31992L0043>

40. Onaindia M, Fernández de Manuel B, Madariaga I, Rodríguez-Loinaz G (2013) Co-benefits and trade-offs between biodiversity, carbon storage and water flow regulation. *Forest Ecology and Management* 289 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.010>
41. Planty-Tabacchi A-M, Tabacchi E, Naiman RJ, Deferrari C, Decamps H (1996) Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. *Conservation Biology* 10(2) 598-607. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10020598.x>
42. Pureswaran DS, Roques A, Battisti A (2018) Forest Insects and Climate Change. *Curr Forestry Rep* 4 35-50. <https://doi.org/10.1007/s40725-018-0075-6>
43. Ramsfield TD, Bentz BJ, Faccoli M, Jactel H, Brockerhoff EG (2016) Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw018>
44. Regier N, Streb S, Coccozza C, Schaub M, Cherubini P, Zeeman SC, Frey B (2009) Drought tolerance of two black poplar (*Populus nigra* L.) clones: Contribution of carbohydrates and oxidative stress defence. *Plant, Cell and Environment* 32(12) 1724-1736. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.02030.x>
45. Richardson DM, Holmes PM, Esler KJ et al. (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13(1) 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
46. Roder G, Sofia G, Wu Z, Tarolli P (2017). Assessment of Social Vulnerability to floods in the floodplain of northern Italy. *Weather, Climate, and Society*, 9(4), 717-737. <https://doi.org/10.1175/WCAS-D-16-0090.1>
47. Rosenberg DM, Berkes F, Bodal RA, Hecky RE, Kelly CA, Rudd JWM (1997) Large-scale impacts of hydroelectric development. *Environmental Reviews* 5(1) 27-54. <https://doi.org/10.1139/er-5-1-27>
48. Sanjou M, Okamoto T, Nezu I (2018) Experimental study on fluid energy reduction through a flood protection forest. *Journal of Flood Risk Management* 11(4) e12339. <https://doi.org/10.1111/jfr.12339>
49. Schnitzler A, Hale BW, Alsum E (2005) Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: A comparative study of the Rhine and Mississippi Valleys. *Biodiversity and Conservation* 14(1) 97-117 <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4056-2>
50. Schnitzler A, Hale BW, Alsum EM (2007) Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138(1-2) 146-156. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.010>
51. Seidl R, Thom D, Kautz M et al. (2017, June 1). Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*. Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
52. Sikorska D, Sikorski P, Archiciński P, Chormański J, Hopkins RJ (2019) You Can't See the Woods for the Trees: Invasive *Acer negundo* L. in Urban Riparian Forests Harms Biodiversity and Limits Recreation Activity. *Sustainability* 11(20) 5838. <https://doi.org/10.3390/su11205838>
53. Sikorska D, Sikorski P, Archiciński P, Chormański J, Hopkins RJ (2019) You can't see the woods for the trees: Invasive *Acer negundo* L. in Urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability (Switzerland)* 11(20). <https://doi.org/10.3390/su11205838>
54. Smulders MJM, Cottrell J, Lefèvre F et al. (2008) Structure of the genetic diversity in black poplar (*Populus nigra* L.) populations across European river systems: Consequences for conservation and restoration. *Forest Ecology and Management* 255 1388-1399. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.063>
55. Spinoni J, Naumann G, Vogt JV (2017) Pan-European seasonal trends and recent changes of drought frequency and severity. *Global and Planetary Change* 148 113-130. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.013>
56. Stagge JH, Kingston DG, Tallaksen LM, Hannah DM (2017) Observed drought indices show increasing divergence across Europe. *Scientific Reports* 7(1) 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14283-2>
57. Sturrock RN, Frankel SJ, Brown AV et al. (2011). Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>
58. Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009) Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43. Secretariat of the Convention on Biological Diversity (Vol. 43)
59. Tiwari T, Lundström J, Kuglerová L, Laudon H, Öhman K, Ågren AM (2016) Cost of riparian buffer zones: A comparison of hydrologically adapted site-specific riparian buffers with traditional fixed widths. *Water Resources Research* 52(2) 1056-1069 <https://doi.org/10.1002/2015WR018014>
60. Tockner K, Stanford JA (2002) Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation* 29(3) 308-330. <https://doi.org/10.1017/S037689290200022X>

61. UNESCO (n.d.) Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. 1971. Retrieved January 14, 2021, from http://portal.unesco.org/en/ev.php-URL_ID=15398&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html
62. van Lierop P, Lindquist E, Sathyapala S, Franceschini G (2015) Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *Forest Ecology and Management* 352 78-88. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.010>
63. Vilá M, Hulme PE (2017) Non-native Species, Ecosystem Services, and Human Well-Being. In *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services* (pp. 1-14). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3_1
64. Von Holle B, Simberloff D (2005) Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12) 3212-3218. <https://doi.org/10.1890/05-0427>
65. Wraber M (1951) Gozdna vegetacijska slika in gozdnogojitveni problemi Prekmurja. *Geografski vestnik*, 23, 179-230
66. Zedler JB, Kercher S (2004) Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* 23(5) 431-452. <https://doi.org/10.1080/07352680490514673>

Az ártéri erdő ökoszisztéma-szemléletű kezelése

1. Bentrup G (2008) Conservation buffers: design guidelines for buffers, corridors, and greenways. Asheville. Gen. Tech. Rep. SRS-109. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 110 p. <https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/33522>
2. Connell JH (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199(4335) 1302-1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
3. Dakskobler I, Kutnar L, Šilc U (2013) Poplavni, močvirni in obrežni gozdovi v Sloveniji: gozdovi vrb, jelš, dolgopecljatega bresta, velikega in ozkolistnega jesena, doba in rdečega bora ob rekah in potokih. *Silva Slovenica*, Gozdarski inštitut Slovenije. <http://eprints.gozdis.si/id/eprint/477>
4. Environment Canada (2013) How much environment is enough? Third edition. Toronto.
5. Forman RT (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press.
6. Forman RT, Godron M (1989) Landscape ecology. *Environmental Conservation* 16(1) 619. <https://doi.org/10.1017/S0376892900008766>
7. Kapos V, Lysenko I (2000) Assessing forest integrity and naturalness in relation to biodiversity. Retrieved January 14, 2021, from https://www.researchgate.net/publication/242321742_Assessing_forest_integrity_and_naturalness_in_relation_to_biodiversity
8. Karr JR, Dudley DR (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5(1) 55-68. <https://doi.org/10.1007/BF01866609>
9. Kovač M, Ferreira A (ed) (2017) Vzorčni upravljavski načrt za gozdna območja Natura 2000 - primer poplavnih gozdov ob Muri. Ljubljana. Gozdarski inštitut Slovenije.
10. Kovač M, Kutnar L, Hladnik D (2016) Assessing biodiversity and conservation status of the Natura 2000 forest habitat types: Tools for designated forestlands stewardship. *Forest Ecology and Management* 359 256-267. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.011>
11. Kutnar L, Marinšek A (2016) Stanje raziskovanih gozdnih habitatnih tipov ob Muri. In: Ferreira A, Planinšek S (ed), *GoForMura: upravljanje gozdnih habitatnih tipov in vrst v izbranih območjih Natura 2000 ob Muri*. *Silva Slovenica*, Gozdarski inštitut Slovenije. <https://doi.org/10.20315/sfs.149>
12. Maurer BA (1993) Biological diversity, ecological integrity, and neotropical migrants: new perspectives for wildlife management. In: Finch, Deborah M.; Stangel, Peter W. (eds.). Status and management of neotropical migratory birds: September 21-25, 1992, Estes Park, Colorado. Gen. Tech. Rep. RM-229. Fort Collins, Colo.: Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service: 24-31 <https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/22884>
13. Noss RF (1990) Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
14. Parrish JD, Braun DP, Unnasch RS (2003) Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*. American Institute of Biological Sciences. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0851:AWCWWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0851:AWCWWS]2.0.CO;2)
15. Roberts MR, Gilliam FS (1995) Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: Implications for forest management. *Ecological Applications* 5(4) 969-977. <https://doi.org/10.2307/2269348>

4. FÜGGELÉK

16. Sallmannshofer M, Chakraborty D, Vacik H et al. (2021) Continent-Wide Tree Species Distribution Models May Mislead Regional Management Decisions: A Case Study in the Transboundary Biosphere Reserve Mura-Drava-Danube. *Forests* 12 330. <https://doi.org/10.3390/f12030330>
17. Schlaepfer R (1997) Ecosystem-based management of natural resources: a step towards sustainable development. Retrieved from <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/5660>
18. Yachi S, Loreau M (1999) Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: The insurance hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96(4) 1463-1468. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463>

Az ártéri táj szerkezete és ökológiája

1. Bayley PB (1995) Understanding Large River: Floodplain Ecosystems. *BioScience* 45(3) 153-158. <https://doi.org/10.2307/1312554>
2. Čater M, Levanič T (2015) Physiological and growth response of *Quercus robur* in Slovenia. *Dendrobiology* 74 3-12. <https://doi.org/10.12657/denbio.074.001>
3. Dakskobler I, Kutnar L, Šilc U (2013) Poplavni, močvirni in obrežni gozdovi v Sloveniji: gozdovi vrb, jelš, dolgopecljatega bresta, velikega in ozkolistnega jesena, doba in rdečega bora ob rekah in potokih. *Silva Slovenica, Gozdarski inštitut Slovenije*. <http://eprints.gozdis.si/id/eprint/477>
4. Forman RT (1995) *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press.
5. Hager H, Schume H, Tiefenbacher H, Buchleitner E (2007) Forest Management Systems and Regeneration. In P. Hobza (Ed.), *Forest management systems and regeneration of floodplain forest sites: reviewed proceedings from the international conference* (pp. 41-60). Brno: Mendel University of Agriculture and Forestry, Czech Forest Society.
6. Langhans SD, Tiegs SD, Gessner MO, Tockner K (2008) Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences* 70 337-346. <https://doi.org/10.1007/s00027-008-8062-9>
7. Tumajer J, Tremel V (2016) Response of floodplain pedunculate oak (*Quercus robur* L.) tree-ring width and vessel anatomy to climatic trends and extreme hydroclimatic events. *Forest Ecology and Management* 379 185-194. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.013>
8. Ward JV, Tockner K, Arscott DB, Claret C (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47(4) 517-539. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>

Fás élőhelytípusok

1. Dakskobler I, Kutnar L, Šilc U (2013) Poplavni, močvirni in obrežni gozdovi v Sloveniji: gozdovi vrb, jelš, dolgopecljatega bresta, velikega in ozkolistnega jesena, doba in rdečega bora ob rekah in potokih. *Silva Slovenica, Gozdarski inštitut Slovenije*. <http://eprints.gozdis.si/id/eprint/477>
2. Dobrovolný L (2014) Potential of natural regeneration of *Quercus robur* L. in floodplain forests in the southern part of the Czech Republic. *Journal of Forest Science* 60(12) 534-539. <https://doi.org/10.17221/83/2014-jfs>
3. EIONET. (2020). (No Title). Retrieved January 14, 2021, from <https://www.eionet.europa.eu/article17/>
4. European Commission (2013) *Interpretation Manual of European Union Habitats, version EUR 28.DG Environment* http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf
5. Hager H, Schume H, Tiefenbacher H, Buchleitner E (2007) Forest Management Systems and Regeneration. In P. Hobza (Ed.), *Forest management systems and regeneration of floodplain forest sites: reviewed proceedings from the international conference* (pp. 41-60). Brno: Mendel University of Agriculture and Forestry, Czech Forest Society.
6. Marinšek A, Kutnar L (2017) Occurrence of invasive alien plant species in the floodplain forests along the Mura River in Slovenia. *Periodicum Biologorum* 119(4) 251-260. <https://doi.org/10.18054/pb.v119i4.4933>
7. Milanović Đ, Bruić J, Đug S, Muratović E, Lukić Bilela L (2015) Vodič kroz tipove staništa BiH prema Direktivi o staništima EU. Prospect C&S, Brussels https://www.researchgate.net/publication/290770268_Vodic_kroz_tipove_stanista_BiH_prema_Direktivi_o_stanistima_EU
8. Mölder A, Meyer P, Nagel RV (2019) Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *Forest Ecology and Management* 437 324-339. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.006>

9. Plišo Vusić I, Šapić I, Vukelić J (2019) Prepoznavanje i kartiranje šumskih staništa Natura 2000 u Hrvatskoj (I) - 91E0*, aluvijalne šume s crnom johom *Alnus glutinosa* i običnim jasenom *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) Identification and mapping of Natura 2000 fore. Šumarski list 143(5-6) 255-263. <https://doi.org/10.31298/sl.143.5-6.7>
10. Plišo Vusić I, Šapić I, Vukelić J (2019) Prepoznavanje i kartiranje šumskih staništa Natura 2000 u Hrvatskoj (II) - 91F0, poplavne šume s vrstama *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia*; 91L0, hrastovo-grabrove šume ilirskoga područja. Šumarski list 143(9-10) 461-467. <https://doi.org/10.31298/sl.143.9-10.7>
11. Schütz JP, Saniga M, Diaci J, Vrška T (2016) Comparing close-to-nature silviculture with processes in pristine forests: lessons from Central Europe. *Annals of Forest Science* 73 911-921. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0579-9>
12. Viher, E (2011) Uspješnost saditve nižinskih dobovih sestojev v Prekmurju / Efficiency of planting lowland forest stands of Pedunculate oak in Prekmurje. Graduation thesis, University in Ljubljana <https://repositorij.uni-lj.si/IzpisGradiva.php?id=16025>
13. Ward JV, Tockner K, Arscott DB, Claret C (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47(4) 517-539. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>

Erdőgazdálkodási formák az ártéri erdőkben

1. Buckley R, Castley J, Pegas F, Mossaz A, Steven R (2012) A population accounting approach to assess tourism contributions to conservation of IUCN-Redlisted mammal species. *PLoS ONE*, 7(9) e44134. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044134>
2. Čater M, Kutnar L, Accetto M (2001) Slovenian lowland and floodplain forests. In Klimo E, Hager H (ed) *The Floodplain forests in Europe*. European Forestry Institute 233-248.
3. Fujimori T (2001) *Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management*. In *Ecological and Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management*. Elsevier Science
4. Johann E (2007) Traditional forest management under the influence of science and industry: The story of the alpine cultural landscapes. *Forest Ecology and Management* 249(1-2) 54-62. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.049>
5. KIB (1929) Privredni planovi za područje šumske uprave Dolnja Lendava za Gospodarstvene jedinice: Kobilje-Bukovnica, Dobrovnik, Crni lug, Redič-Sv. Mikluš, Murska šuma. 1929 - 1938. Direkcija šuma Križevačke imovne občine u Bjelovaru.
6. Machar I (2009) Coppice-with-standards in floodplain forests - a new subject for nature protection. *J. For. Sci.* 55 306-311. <https://doi.org/10.17221/87/2008-jfs>
7. Mosandl R, Summa J, Stimm B (2010) Coppice-With-Standards: Management Options for an Ancient Forest System. *Forestry Ideas* 16(1)
8. Müllerová J, Szabó P, Hédl R (2014) The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia: A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management* 331 104-115. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.032>
9. Peterken GF (1996) *Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press, Cambridge
10. Piussi P (2006) Close to nature forestry criteria and coppice management. In Diaci J (ed) *Nature-based forestry in central Europe: alternatives to industrial forestry and strict preservation*. University of Ljubljana, Ljubljana, pp 27-37
11. Schütz J-Ph (2002) Die Plenterung und ihre unterschiedlichen Formen. Skript zu Vorlesung Waldbau II und Waldbau IV. ETH Zentrum, Zürich
12. Vild O, Roleček J, Hédl R, Kopecký M, Utinek D (2013) Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 310 234-241. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.056>

Természetes vagy mesterséges felújítás?

1. Brundu G, Pauchard A, Pyšek P et al. (2020) Global guidelines for the sustainable use of non-native trees to prevent tree invasions and mitigate their negative impacts. *NeoBiota* 61 65-116 <https://doi.org/10.3897/neobiota.61.58380>
2. Medved M, Bajc M, Božič G et al. (2013) *Gospodarjenje z gozdom za lastnike gozdov*. Ljubljana: Kmečki glas, 2013, 311 pp.
3. REFOCuS output O3.1: http://www.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/38/f96aa53b7b6e761e140aceb8d49a01449ab1076.pdf

A megfelelő szaporítóanyag kiválasztásának szerepe az alkalmazkodóképesség fenntartásában

1. Aitken SN, Bemmels JB (2016) Time to get moving: Assisted gene flow of forest trees. *Evolutionary Applications*. <https://doi.org/10.1111/eva.12293>
2. Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA et al. (2008) Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1(1) 95-111. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x>
3. Arnell NW, Gosling SN (2016) The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change* 134(3) 387-401. <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1084-5>
4. Bebber DP (2015) Range-Expanding Pests and Pathogens in a Warming World. *Annual Review of Phytopathology* 53(1) 335-356. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-080614-120207>
5. Bergot M, Cloppet E, Péronnaud V et al. (2004) Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology* 10(9) 1539-1552. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00824.x>
6. Blöschl G, Hall J, Viglione A et al. (2019, September 5) Changing climate both increases and decreases European river floods. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1495-6>
7. Dottori F, Szewczyk W, Ciscar JC et al. (2018) Increased human and economic losses from river flooding with anthropogenic warming. *Nature Climate Change*. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0257-z>
8. Dubrovský M, Hayes M, Duce P, Trnka M, Svoboda M, Zara P (2014) Multi-GCM projections of future drought and climate variability indicators for the Mediterranean region. *Regional Environmental Change* 14(5) 1907-1919 <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0562-z>
9. Dyderski MK, Paź S, Frellich LE, Jagodziński AM (2018) How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24(3) 1150-1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
10. Frank A, Howe GT, Sperisen C et al. (2017) Risk of genetic maladaptation due to climate change in three major European tree species. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.13802>
11. Hanel M, Rakovec O, Markonis Y et al. (2018) Revisiting the recent European droughts from a long-term perspective. *Scientific Reports*. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27464-4>
12. Jump AS, Peñuelas J (2005) Running to stand still: Adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8(9) 1010-1020. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00796.x>
13. Kautz M, Meddens AJH, Hall RJ, Arneith A (2017) Biotic disturbances in Northern Hemisphere forests - a synthesis of recent data, uncertainties and implications for forest monitoring and modelling. *Global Ecology and Biogeography*. <https://doi.org/10.1111/gcb.12558>
14. Nadal-Sala D, Hartig F, Gracia CA, Sabaté S (2019) Global warming likely to enhance black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) growth in a Mediterranean riparian forest. *Forest Ecology and Management* 449 117448. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117448>
15. Pureswaran DS, Roques A, Battisti A (2018) Forest Insects and Climate Change. *Curr Forestry Rep* 4 35-50. <https://doi.org/10.1007/s40725-018-0075-6>
16. Rehfeldt GE, Tchebakova NM, Parfenova YI et al. (2002) Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00516.x>
17. Schueler S, Falk W, Koskela J et al. (2014) Vulnerability of dynamic genetic conservation units of forest trees in Europe to climate change. *Global Change Biology* 20(5) 1498-1511. <https://doi.org/10.1111/gcb.12476>
18. Seidl R, Thom D, Kautz M, et al. (2017) Forest disturbances under climate change. *Nature Clim Change* 7 395-402 (2017) <https://doi.org/10.1038/nclimate3303>
19. Sperisen C, Pluess A, Arend M et al. (2016) Erhaltung genetischer Ressourcen im Schweizer Wald — heutige Situation und Handlungsbedarf angesichts des Klimawandels (pp. 367-383)
20. Spinoni J, Naumann G, Vogt JV (2017) Pan-European seasonal trends and recent changes of drought frequency and severity. *Global and Planetary Change* 148 113-130. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.013>
21. Stagge JH, Kingston DG, Tallaksen LM et al. (2017) Observed drought indices show increasing divergence across Europe. *Scientific Reports* 7(1) 1-10. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14283-2>
22. Sturrock RN, Frankel SJ, Brown AV et al. (2011) Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.2010.02406.x>

23. Takolander A, Hickler T, Meller L, (2019) Comparing future shifts in tree species distributions across Europe projected by statistical and dynamic process-based models. *Regional Environmental Change* 19(1) 251-266. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1403-x>
24. Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009) *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Technical Series no. 43. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal
25. van Lierop P, Lindquist E, Sathyapala S, Franceschini G (2015) Global forest area disturbance from fire, insect pests, diseases and severe weather events. *Forest Ecology and Management* 352 78-88 <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.010>
26. Winsemius HC, Aerts JCJH, Van Beek LPH et al. (2016) Global drivers of future river flood risk. *Nature Climate Change* 6(4) 381-385. <https://doi.org/10.1038/nclimate2893>

Kocsányos tölgyesek természetes felújítása

1. Bodor L (1991) Hagyomány és korszerűség az ormánsági síkvidéki kocsányos tölgyesek felújításában [Tradition and modernity in the regeneration of pedunculate oaks in the Ormánság lowlands]. *Erdészeti lapok* 126(2) 48-50 (in Hungarian)
2. Kovács A, Lajtos J, Sipos S, Veszeli J (2018) Az intenzíven terjedő fafajok tömeges térfoglalása a Gemenc Zrt. kezelésében lévő hullámtéren [Mass space occupation of intensively spreading tree species in the floodplain managed by Gemenc Zrt.]. *Erdészeti lapok* 153(6) 181-185 (in Hungarian)
3. Sipos S, Födermayer V, Veszeli J (2016) Ártéri erdők és természetes felújítás Gemencen [Riparian forests and natural renovation in Gemenc]. *Erdészeti lapok* 151(6) 187-190 (in Hungarian)

Mesterséges felújítás, állománykiegészítés kocsányos tölgyesekben

1. Saha S, Kuehne C, Bauhus J (2013) Tree species richness and stand productivity in low-density cluster plantings with oaks (*Quercus robur* L. and *Q. petraea* (Mattuschka) Liebl.). *Forests* 4:650-665
2. Saha S, Kuehne C, Kohnle U, et al. (2012) Growth and quality of young oaks (*Quercus robur* and *Q. petraea*) grown in cluster plantings in central Europe: a weighted meta-analysis. *For Ecol Manag* 283:106-118

Biodiverzitás és természetvédelmi célok

1. Bayrak MM, Marafa LM (2016) Ten years of REDD+: A critical review of the impact of REDD+ on forest-dependent communities. *Sustainability* 8(7) 620.
2. CBD (2010) Strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi targets. In Report of the Tenth Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity.
3. FOREST EUROPE (2015): State of Europe's Forests 2015. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe.
4. Wagner M (2018) Transboundary Mura-Drava-Danube Action Plan.

Ajánlott irodalom

1. Chirici G et al. (2012) National forest inventory contributions to forest biodiversity monitoring. *For. Sci.* 58:257-268
2. Coote L et al. (2013) Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecol. Indic.* 32:107-115
3. Gao T, Hedblom M, Emilsson T, Nielsen AB (2014) The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *For. Ecol. Manage.* 330:82-93
4. Gao T, Nielsen AB, Hedblom M (2015) Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecol. Indic.* 57:420-434
5. Marchetti M (2004) Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality
6. Oettel J, Lapin K (under rev. 2020) Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. *Ecol. Indic.*
7. Smith GF et al. (2008) Identifying practical indicators of biodiversity for stand-level management of plantation forests. *Biodivers. Conserv.* 17:991-1015

4. FÜGGELÉK

8. WWF Austria (2018) coopMDD - Guidelines for a dynamic river corridor.
http://www.interreg-danube.eu/uploads/media/approved_project_output/0001/24/c33bf56841c18e182014950ede42c8e58990d67d.pdf
9. WWF Austria (2019) LIFE14 NAT/HR/000115 - DRAVA LIFE Action A.5 Natura 2000 - Drava Management Strategy
<https://www.drava-life.hr/wp-content/uploads/2016/08/A.5-Drava-LIFE-Natura-2000-Drava-Management-Strategy-ENG-FINAL.pdf>
10. WWF Austria (2019) LIFE14 NAT/HR/000115 -DRAVA LIFE / Action A.7 Action plan for river birds.
http://www.drava-life.hr/wp-content/uploads/2016/08/20190606_A.7_Drava_LIFE_Actionplan_riverbirds_EN_FINAL.pdf

A minőségi fatermesztés optimalizálása keménylombos állományokban

1. Wilhelm GJW, Rieger H (2013) Naturnahe Waldwirtschaft mit der QD-Strategie. Ulmer Verlag, Stuttgart [in German]

Az éghajlatváltozás kihívásai

1. Alagador D, Cerdeira JO, Araújo MB (2014) Shifting protected areas: Scheduling spatial priorities under climate change. *Journal of Applied Ecology* 51(3) 703-713. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12230>
2. Alarcon D, Cavieres LA (2015) In the right place at the right time: Habitat representation in protected areas of South American Nothofagus-dominated plants after a dispersal constrained climate change scenario. *PLoS ONE* 10(3)
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119952>
3. Araújo MB, Alagador D, Cabeza M et al. (2011) Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14(5) 484-492. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01610.x>
4. Bolte A, Ammer C, Löf M et al. (2009) Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*. Taylor & Francis Group. <https://doi.org/10.1080/02827580903418224>
5. CBD (2014) Global Biodiversity Outlook 4. A mid-term assessment of progress towards the implementation of the Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020. CBD; PNUMA; ONU Montreal, Canada
6. Coetzee BW T, Robertson MP, Erasmus BFN et al. (2009) Ensemble models predict important bird areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 18(6) 701-710.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00485.x>
7. D'Amen M, Bombi P, Pearman PB et al. (2011) Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation* 144(3) 989-997. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.004>
8. Dudley N, Stolton S, Belokurov A et al. (2010) Natural solutions: protected areas helping people cope with climate change. *Natural solutions: protected areas helping people cope with climate change*.
9. Dybala KE, Matzek V, Gardali T, Seavy NE (2019) Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. *Global change biology* 25(1):57-67
10. Dyderski MK, Paž S, Frelich LE, Jagodziński AM (2018) How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24(3) 1150-1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
11. EEA (2020) Climate change. European Environment Agency
12. FOREST EUROPE (2015) State of Europe's Forests 2015. (p. 314)
13. Hannah L (2008) Protected areas and climate change. *Annals of the New York Academy of Sciences*.
<https://doi.org/10.1196/annals.1439.009>
14. Hannah L, Midgley G, Anelman S et al. (2007) Protected area needs in a changing climate. *Front Ecol Environ* 5 131-138.
[https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[131:paniac\]2.0.co](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[131:paniac]2.0.co)
15. Hewitson B, Janetos AC, Carter TR et al. (2014) In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 1133-1197 Europe, 1199, 1266.
16. Hole DG, Willis SG, Pain DJ et al. (2009) Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters* 12(5) 420-431. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01297.x>
17. Jactel H, Desprez-Loustau M-L, Battisti A et al. (2020) Pathologists and entomologists must join forces against forest pest and pathogen invasions. *NeoBiota* 58 107

18. Jactel H, Poeydebat C, van Halder I, Castagneyrol B (2019) Interactive Effects of Tree Mixing and Drought on a Primary Forest Pest. *Frontiers in Forests and Global Change* <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00077>
19. Johnston A, Ausden M, Dodd AM et al. (2013) Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change* 3(12) 1055-1061. <https://doi.org/10.1038/nclimate2035>
20. Osipova E, Shadie P, Zwahlen C et al. (2017) IUCN world heritage outlook 2: a conservation assessment of all natural world heritage sites. IUCN, Gland.
21. Pureswaran DS, Roques A, Battisti A (2018) Forest Insects and Climate Change. *Curr Forestry Rep* 4 35-50. <https://doi.org/10.1007/s40725-018-0075-6>
22. Rodrigues ASL, Anelman SJ, Bakarr MI et al. (2004) Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428 9-12. <https://doi.org/10.1038/nature02459.1>
23. Sallmannshofer M, Chakraborty D, Vacik H et al. (2021) Continent-wide tree species distribution models may mislead regional management decisions without implementation of local site conditions. *Regional Environmental Change*.
24. Seavy NE, Gardali T, Golet GH et al. (2009). Why climate change makes riparian restoration more important than ever: recommendations for practice and research. *Ecological Restoration* 27(3):330-338
25. Simler-Williamson AB, Rizzo DM, Cobb RC (2019) Interacting effects of global change on forest pest and pathogen dynamics. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 50:381-403
26. Sutfin NA, Wohl E (2019) Elevational differences in hydrogeomorphic disturbance regime influence sediment residence times within mountain river corridors. *Nature Communications* 10(1):1-14 <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09864-w>
27. Sutfin NA, Wohl EE, Dwire KA (2016) Banking carbon: a review of organic carbon storage and physical factors influencing retention in floodplains and riparian ecosystems. *Earth Surface Processes and Landforms* 41(1):38-60
28. Téllez-Valdés O, Dávila-Aranda P (2003) Protected areas and climate change: A case study of the cacti in the Tehuacán-Cuicatlán biosphere reserve, México. *Conservation Biology* 17(3) 846-853. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01622.x>

How to manage game and protect forests from damage

1. Forstner M, Reimoser F, Lexer W et al. (2006) Sustainable Hunting Principles, Criteria and Indicators. Umweltbundesamt GmbH, Vienna, http://wildlife.reimoser.info/document/2006_Forstner%20et%20al._Sustainable%20Hunting%20-%20Principles,%20Criteria,%20Indicators.pdf

Idegenhonos növények kezelése

1. Ashton IW, Hyatt LA, Howe KM et al. (2005) Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. *Ecological Applications* 15(4) 1263-1272. <https://doi.org/10.1890/04-0741>
2. Biró M, Molnár Z, Öllerer K et al. (2020) Conservation and herding co-benefit from traditional extensive wetland grazing. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 300 106983. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106983>
3. Brundu G, Richardson DM (2016) Planted forests and invasive alien trees in Europe: a code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *NeoBiota* 30 5-47. <https://doi.org/10.3897/neobiota.30.7015>
4. Clout MN, Williams PA (2009) Invasive species management: a handbook of principles and techniques. Oxford University Press
5. Csiszár Á, Korda M (2015) Practical experiences in invasive alien plant control. Budapest: Duna-Ipoly National Park Directorate. Rosalia Handbooks 3.
6. D'Antonio CM, Chambers JC (2006) Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. In: Falk D, Palmer M, Zedler J (ed) Foundations of restoration ecology, Island Press, pp 260-279
7. Ducs A, Kazi A, Bilko A, Altbäcker V (2016) Milkweed control by food imprinted rabbits. *Behavioural Processes* 130 75-80. <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2016.07.012>
8. Evans T, Kumschick S, Blackburn TM (2016) Application of the Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT) to a global assessment of alien bird impacts. *Diversity and Distributions* 22(9) 919-931
9. Foxcroft LC, Rouget M, Richardson DM (2007) Risk assessment of riparian plant invasions into protected areas. *Conservation Biology* 21(2) 412-421

10. Gaggini L, Rusterholz H-PP, Baur B (2018) The invasive plant *Impatiens glandulifera* affects soil fungal diversity and the bacterial community in forests. *Applied Soil Ecology* 124 335-343. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.11.021>
11. GISD (2018) Global Invasive Species Database (GISD)
12. Hawkins CL, Bacher S, Essl F et al. (2015) Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity and Distributions* 21(11) 1360-1363
13. Heger T, Treppl L (2003). Predicting biological invasions. *Biological Invasions* 5(4) 313-321
14. Heywood VH, Brunel S (2009) Code of conduct on horticulture and invasive alien plants. Council of Europe Publ., Strasbourg
15. Howe HF, Smallwood J (1982) Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics* 13(1) 201-228
16. Interreg Danube REFOCuS. (2021) DanubeForestHealth. Retrieved January 30 2021 <https://danubeforesthealth.eu/>
17. IUCN (2020) EICAT - Environmental Impact Classification of Alien Taxa.
18. IUCN-IAS (2020) Management of IAS.
19. Joly M, Bertrand P, Gbangou RY et al. (2011) Paving the way for invasive species: Road type and the spread of Common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). *Environmental Management* 48(3) 514-522. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9711-7>
20. Knapp LB, Canham CD (2000) Invasion of an old-growth forest in New York by *Ailanthus altissima*: sapling growth and recruitment in canopy gaps. *Journal of the Torrey Botanical Society* 127(4) 307-315. <https://doi.org/10.2307/3088649>
21. Kowarik I (1992) Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg und ihre Folgen für Flora und Vegetation (p. 188). *Verhandlungen des botanischen Vereins Berlin und Brandenburg*.
22. Kumschick S, Measey GJ, Vimercati G et al. (2017) How repeatable is the Environmental Impact Classification of Alien Taxa (EICAT)? Comparing independent global impact assessments of amphibians. *Ecology and evolution* 7(8) 2661-2670
23. Langmaier M, Lapin K (2020) A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests. *Front. Plant Sci.* 11:524969. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.524969>
24. Lapin K (2017) Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list: *Asclepias syriaca*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.
25. Lapin K, Oettel J, Steiner H et al. (2019) Invasive alien plant species in unmanaged forest reserves, Austria. *NeoBiota* 48 71
26. Luigi Nimis P, Pittao E, Altobelli A et al. (2019) Mapping invasive plants with citizen science. A case study from Trieste (NE Italy). *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 153(5) 700-709
27. Maschek O, Halmschlagler E (2017) Natural distribution of *Verticillium* wilt on invasive *Ailanthus altissima* in eastern Austria and its potential for biocontrol. *Forest Pathology* 47(5) e12356.
28. Medvecká J, Jarolínek I, Hegedúšová K et al. (2018) Forest habitat invasions-Who with whom, where and why. *Forest Ecology and Management* 409 468-478
29. Muscolo A, Bagnato S, Sidari M, Mercurio R (2014) A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25(4) 725-736. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0521-7>
30. Pagad S, Genovesi P, Carnevali L et al. (2015) IUCN SSC Invasive Species Specialist Group: invasive alien species information management supporting practitioners, policy makers and decision takers.
31. Petrášová M, Jarolínek I, Medvecká J (2013) Neophytes in Pannonian hardwood floodplain forests - History, present situation and trends. *Forest Ecology and Management* 308 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.041>
32. Potgieter LJ, Gaertner M, O'Farrell PJ, Richardson DM (2019) Perceptions of impact: Invasive alien plants in the urban environment. *Journal of environmental management* 229 76-87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.080>
33. Pötzelsberger E, Lapin K, Brundu G et al. (2020) Mapping the patchy legislative landscape of non-native tree species in Europe. *Forestry* 93(4) 1-21. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa009>
34. Pyšek P, Prach K (1993) Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats: A Comparison of Four Species Alien to Central Europe. *Journal of Biogeography* 20 413-420. <https://doi.org/10.2307/2845589>
35. Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M et al. (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1) 131-143
36. Rahmonov O (2009) The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and its ecological role in sandy ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* 29(4) 237-243. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.08.006>

37. Regulation E. U. (2014). Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. Official Journal of the European Union 57(317) 35
38. Richardson DM, Holmes PM, Esler KJ et al. (2007) Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13(1) 126-139 <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
39. Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M et al. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* 6(2) 93-107
40. Rivers M, Beech E, Bazos I et al. (2019) European Red List of Trees. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN).
41. Roy H, Groom Q, Adriaens T et al. (2018) Increasing understanding of alien species through citizen science (Alien-CSI). *Research Ideas and Outcomes* 4 e31412
42. Roy HE, Bacher S, Essl F et al. (2019) Developing a list of invasive alien species likely to threaten biodiversity and ecosystems in the European Union. *Global change biology* 25(3) 1032-1048. <https://doi.org/10.1111/gcb.14527>
43. Roy HE, Rabitsch W, Scalera R et al. (2018) Developing a framework of minimum standards for the risk assessment of alien species. *Journal of applied ecology* 55(2) 526-538
44. Rusterholz H-P, Schneuwly J, Baur B (2018) Invasion of the alien shrub *Prunus laurocerasus* in suburban deciduous forests: Effects on native vegetation and soil properties. *Acta Oecologica* 92 44-51. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.08.004>
45. Schmiedel D, Huth F, Wagner S (2013) Using data from seed-dispersal modelling to manage invasive tree species: The example of *Fraxinus pennsylvanica* Marshall in Europe. *Environmental Management* 52(4) 851-860. <https://doi.org/10.1007/s00267-013-0135-4>
46. Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE et al. (2017) No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature communications* 8(1) 1-9
47. Shackleton RT, Biggs R, Richardson DM, Larson BMH (2018) Social-ecological drivers and impacts of invasion-related regime shifts: consequences for ecosystem services and human wellbeing. *Environmental science & policy* 89 300-314 <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.08.005>
48. Sitzia T, Campagnaro T, Kowarik I, Trentanovi G (2016) Using forest management to control invasive alien species: helping implement the new European regulation on invasive alien species. *Biological invasions* 18(1) 1-7
49. Sztár K, Török K (2008) Short-term effects of herbicide treatment on the vegetation of semiarid sandy oldfields invaded by *Asclepias syriaca*. L. In Extended abstract in the Proceedings of the 6th European Conference on Ecological Restoration 8-12
50. Tanner R (2017) Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list: *Impatiens glandulifera*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.
51. Thomsen PF, Willerslev E (2015) Environmental DNA-An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biological conservation* 183 4-18
52. Vilà M, Espinar JL, Hejda M et al. (2011) Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters* 14(7) 702-708
53. Villamagna AM, Murphy BR (2010) Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. *Freshwater biology* 55(2) 282-298 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>
54. Wozniwoda B, Krzyżanowska A, Dyderska MK et al. (2018) Propagule pressure, presence of roads, and microsite variability influence dispersal of introduced *Quercus rubra* in temperate *Pinus sylvestris* forest. *Forest ecology and management* 428 35-45. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.033>

A holtfa szerepe az erdőben

1. BAFU (2015) Maßnahmenbereich 2: Förderung von Alt- und Totholz. In *Biodiversität im Wald: Ziele und Maßnahmen* 57-74
2. Bayerische Staatsforsten. *Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten*. (2009).
3. Bouget C, Larrieu L, Brin A (2014) Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecol. Indic.* 36 656-664
4. Bouget C, Larrieu L, Nusillard B, Parmain G (2013) In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodivers. Conserv.* 22 2111-2130

4. FÜGGELÉK

5. Brassard BW, Chen HYH (2008) Effects of forest type and disturbance on diversity of coarse woody debris in boreal forest. *Ecosystems* 11 1078-1090
6. Bütler R, Lachat T (2009) Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität | Forests without harvesting: an opportunity for the saproxylic biodiversity. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwes.* 160 324-333
7. Cáliz M et al. (2018) European Red List of Saproxylic Beetles. IUCN. <https://portals.iucn.org/library/node/47296>. Accessed 11 August 2020
8. Christensen M et al. (2005) Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 210 267-282
9. Della Rocca F, Stefanelli S, Pasquaretta C et al. (2014) Effect of deadwood management on saproxylic beetle richness in the floodplain forests of northern Italy: Some measures for deadwood sustainable use. *J. Insect Conserv.* 18 121-136
10. Dittrich S, Jacob M, Bade C et al. (2014) The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. *Plant Ecol.* 215 1123-1137
11. Doerfler I, Müller J, Gossner MM et al. (2017) Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *For. Ecol. Manage.* 400, 607-620
12. FOREST EUROPE (2015) State of Europe's Forests 2015.
13. ForstBW (Hrsg.). (2010) Alt- und Totholzkonzept Landesbetrieb ForstBW, Stuttgart
14. Franklin JF, Shugart HH, Harmon ME (2006) Tree Death as an Ecological Process. *Bioscience* 37 550-556
15. Fridman J, Walheim M (2000) Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *For. Ecol. Manage.* 131 23-36
16. FSC (2018) International Generic Indicators
17. Gao T, Nielsen AB, Hedblom M (2015) Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecol. Indic.* 57 420-434
18. Harmon ME. et al. (1986) Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15 133-263
19. Heinze B (2019) Progressive mortality of *Fraxinus* species in Austria caused by Ash-dieback, in the context of Europe. In BFW Praxisinfo 43 7-12
20. Helfenstein J, Kienast F (2014) Ecosystem service state and trends at the regional to national level: A rapid assessment. *Ecol. Indic.* 36 11-18
21. Horák J, Kout J, Vodka Š, Donato DC (2016) Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: Investigating the contrasting effects of within-stand variation in a highly diversified environment. *For. Ecol. Manage.* 363 229-236
22. Humphrey J, Bailey S (2012) Managing deadwood in forests and woodlands. Forestry Commission Practice Guide
23. Humphrey JW et al. (2004) Deadwood as an Indicator of Biodiversity in European Forests: From Theory to Operational Guidance. In: Marchetti M (ed) *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality*. EFI Proceedings 51 193-206
24. Kunttu P, Junninen K, Kouki J (2015) Dead wood as an indicator of forest naturalness: A comparison of methods. *For. Ecol. Manage.* 353 30-40
25. Lassauce A, Paillet Y, Jactel H, Bouget C (2011) Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecol. Indic.* 11 1027-1039.
26. Lindenmayer DB, Margules CR, Botkin DB (2000) Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14 941-950
27. Lombardi F et al. (2010) Deadwood in Forest Stands Close To Old-Growthness Under Mediterranean Conditions in the Italian Peninsula. *L'Italia For. e Mont.* 65(5) 481 - 504 <https://doi.org/10.4129/ifm.2010.5.02>
28. Maser C, Trappe JM (1984) The Seen and Unseen World of the Fallen Tree the Seen and Unseen World of the Fallen Tree. General Technical Report PNW-164
29. Meyer P, Schmidt M (2011) Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *For. Ecol. Manage.* 261 342-352
30. Miler AT, Dobroczyński M (2019) Results of floodplain forests protection in the Uroczysko Warta, the Wielkopolska region, Poland. *Infrastruct. Ecol. Rural Areas* II 7-24

31. Morrissey RC, Jenkins MA, Saunders MR (2014) Accumulation and connectivity of coarse woody debris in partial harvest and unmanaged relict forests. *PLoS One* 9
32. Müller J, Bütler R (2010) A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. For. Res.* 129 981-992
33. Nagel TA et al. (2017) Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region. *Biol. Conserv.* 216 101-107
34. Oettel J et al. (2020) Patterns and drivers of deadwood volume and composition in different forest types of the Austrian natural forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 463
35. Parisi F et al. (2015) Spatial patterns of saproxylic beetles in a relict silver fir forest (Central Italy), relationships with forest structure and biodiversity indicators. *For. Ecol. Manage.* 381 217-234
36. PEFC (2018) Sustainable forest management - Requirements. Sustainable forest management
37. Rimle A, Heiri C, Bugmann H (2017) Deadwood in Norway spruce dominated mountain forest reserves is characterized by large dimensions and advanced decomposition stages. *For. Ecol. Manage.* 404 174-183
38. Schuck A, Meyer P, Menke N et al. (2004) Forest Biodiversity Indicator: Dead Wood - A Proposed Approach towards Operationalising the MCPFE Indicator. In: Marchetti M (ed) *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe - From Ideas to Operationality*, pp 49-78
39. Seibold S et al. (2015) Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conserv. Biol.* 29 382-390
40. Seibold S. et al. (2015) Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biol. Conserv.* 191 139-149
41. Shorohova E, Kapitsa E (2015) Stand and landscape scale variability in the amount and diversity of coarse woody debris in primeval European boreal forests. *For. Ecol. Manage.* 356
42. Siitonen J (2001) Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as example. *Ecol. Bull.* 49 11-41
43. Siitonen J, Martikainen P, Punttila P, Rauh J (2000) Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 128 211-225
44. Stürzenbaum K (2013) Potential effects of box elder control measures and vertical stratification of xylobiontic beetles in floodplain forests of the Donau-Auen National Park, Lower Austria. Diploma thesis. University Vienna <https://doi.org/10.25365/thesis.30147>
45. Vandekerckhove K, De Keersmaecker L, Menke N et al. (2009) When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 258 425-435
46. Winter S (2012) Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* 85 291-304
47. Zielonka T (2006) Quantity and decay stages of coarse woody debris in old-growth subalpine spruce forests of the western Carpathians, Poland. *Can. J. For. Res.* 36 2614-2622

Erdészeti kártevők és kórokozók a változó világban: a korai felismerés fontossága

1. Faccoli M (2015) *European Bark and Ambrosia Beetles: Types, Characteristics and Identification of Mating Systems*. WBA Handbooks 5, Verona
2. Kunca A, Zúbrik M, Csóka G (ed) (2013). *Insects and Diseases Damaging Trees and Shrubs of Europe: A Colour Atlas*. N. A. P.
3. Roques A, Cleary M, Matsiakh I, Eschen R (2017) *Field guide for the identification of damage on woody sentinel plants*. CABI Book. <https://doi.org/10.1079/9781786394415.0000>

A nyárak és hibridjeik betegségei, javaslatok a védekezésre

1. Cellerino GP (1999) *Review of fungal diseases in poplar*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome AC492/E
2. Guzina V, Herpka I, Marinković P et al. (ed) (1986) *Poplars and willows in Yugoslavia*. Poplar Research Institute, Novi Sad, Yugoslavia.

4. FÜGGELÉK

3. Tóth T, Lakatos T, Koltay A (2013) *Lonsdalea quercina* subsp. *populi* subsp. nov., isolated from bark canker of poplar trees. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 63 2309-2313
4. Zlatković M, Tenorio-Baigorria I, Lakatos T et al. (2020) Bacterial canker disease of *Populus × euramericana* caused by *Lonsdalea populi* in Serbia. *Forests* 11(10) 1080. <https://doi.org/10.3390/f11101080>

Tölgypusztulás – példa egy több tényező összehatásaként kialakuló, komplex leromlási folyamatra

1. Denman S, Brown N, Kirk S et al. (2014) A description of the symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a comparative review on causes of similar disorders on oak in Europe. *Forestry*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpu010>
2. Denman S, Brown N, Kirk S et al. (2014). A description of the symptoms of Acute Oak Decline in Britain and a comparative review on causes of similar disorders on oak in Europe. *Forestry* 87 535-551. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpu010>
3. Forest Research UK (s. a.) Oak Decline. Tools and resources, Pest and disease resources, <https://www.forestryresearch.gov.uk/tools-and-resources/pest-and-disease-resources/oak-decline/> Accessed 16 Oct. 2020

A kórispusztulás, mint az ártéri erdők biológiai sokféleségét veszélyeztető tényező

1. Bartha B, Mayer A, Lenz HD (n.d.). Acceleration of Ash Petiole Decomposition to Reduce *Hymenoscyphus fraxineus* Apothecia Growth-a Feasible Method for the Deprivation of Fungal Substrate.
2. Enderle R, Bußkamp J, Metzler B (2017) Growth performance of dense natural regeneration of *Fraxinus excelsior* under attack of the ash dieback agent *Hymenoscyphus fraxineus*. *Baltic Forestry*, 23(1) 218-228
3. Grosdidier M, Scordia T, Ioos R, Marçais B (2020) Landscape epidemiology of ash dieback. *Journal of Ecology* 108(S) 1789-1799. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13383>
4. Havrdová L, Zahradník D, Romportl D et al. (2017) Environmental and Silvicultural Characteristics Influencing the Extent of Ash Dieback in Forest Stands. *Baltic Forestry* (Vol. 23).
5. Skovsgaard JP, Wilhelm GJ, Thomsen IM et al. (2017) Silvicultural strategies for *Fraxinus excelsior* in response to dieback caused by *Hymenoscyphus fraxineus*. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 90(4) 455-472. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx012>
6. Timmermann V, Nagy NE, Hietala AM et al. (2017) Progression of ash dieback in Norway related to tree age, disease history and regional aspects. *Baltic Forestry* 23(1) 150-158

A *Phytophthora* ártéri erdőkben való terjedése elleni intézkedések

1. Dalio RJD, Fleischmann F, Humez M, Osswald W (2014) Phosphite Protects *Fagus sylvatica* Seedlings towards *Phytophthora plurivora* via Local Toxicity, Priming and Facilitation of Pathogen Recognition. *PLoS ONE* 9(1) e87860. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0087860>
2. Jung T, Blaschke M (2004) *Phytophthora* root and collar rot of alders in Bavaria: Distribution, modes of spread and possible management strategies. *Plant Pathology* 53(2) 197-208. <https://doi.org/10.1111/j.0032-0862.2004.00957.x>
3. Jung T, Orlikowski L, Henricot B et al. (2016) Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of *Phytophthora* diseases. *Forest Pathology* 46(2) 134-163. <https://doi.org/10.1111/efp.12239>

Fontosabb ártéri fafajaink

1. Barsig, M. (2004) Literaturrecherche. Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen Wertigkeit von Hybrid- und Schwarzpappekn. Literaturstudie TU Berlin. 32 S, http://www.tu-berlin.de/fileadmin/f12/Downloads/kubus/30_Pappelvgl_Endfassung_1_.pdf accessed 17.08.2020
2. Beck, P., Caudullo, G., Tinner, W., de Rigo, D. (2016) *Fraxinus excelsior* in Europa: Verbreitung, Lebensraum, Nutzung und Bedrohungen. In: San-Miguel-Ayazn, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e0181c0+
3. BFW (2019) Österreichs Baumarten Fächer für unterwegs. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft Österreich (BFW), Wien.

4. Binder, F. & Hofmann, M. (2015) Hybridpappel (*Populus x canadensis* Mönch; Syn. *Populus x euramericana* Guinier). In: Vor, T.; Spellmann, H.; Bolte, A.; Ammer, C. (Hrsg.): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten. Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. Göttinger Forstwissenschaften, Band 7, 155-166
5. Bohn, U., et al. (2000/2003) Karte der natürlichen Vegetation Europas / Map of the Natural Vegetation of Europe. Maßstab / Scale 1 : 2 500 000. Münster (Landwirtschaftsverlag)
6. CAB International (2020) *Robinia pseudoacacia* (Schwarzheuschrecke). Datasheet. Invasive Species Compendium. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/47698>, Zugriff am 06.08.2020
7. Carl, Christin (2018): Kurzportrait Robinie (*Robinia pseudoacacia*). https://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/wuh_robinie/index_DE, Zugriff am 11.08.2020
8. Caudullo, G., Houston Durrant, T. (2016) *Fraxinus angustifolia* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e0101d2+
9. Caudullo, G., de Rigo, D. (2016) *Ulmus* - Ulmen in Europa: Verbreitung, Lebensraum, Nutzung und Bedrohungen. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e01bd40+
10. Caudullo, G., de Rigo, D. (2016) *Populus alba* in Europa: Verbreitung, Lebensraum, Nutzung und Bedrohungen. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e010368+
11. Collin, E. (2003) EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for European white elm (*Ulmus laevis*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 6 pages
12. Cronk Q., Ruzzier E., Belyaeva I., Percy D. (2015) *Salix* transect of Europe: latitudinal patterns in willow diversity from Greece to arctic Norway. Biodiversity Data Journal 3: e6258. doi: 10.3897/BDJ.3.e6258
13. de Rigo, D., Enescu, C. M., Houston Durrant, T., Caudullo, G. (2016) *Populus nigra* in Europe: distribution, habitat, use and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e0182a4+
14. Duke, J. (1983) Handbook of Energy Crops. https://www.hort.purdue.edu/newcrop/duke_energy/Alnus_glutinosa.html, Zugriff am 12.08.2020
15. Enescu, C. M., Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G. (2016) *Salix caprea* in Europe: distribution, habitat, use and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e01322d+
16. FRAXIGEN. 2005. Eschenarten in Europa: biologische Merkmale und praktische Richtlinien für eine nachhaltige Nutzung. Oxford Forestry Institute, University of Oxford, UK. 128 pp
17. Glenz, C.; chlaepfer, R.; Iorgulescu, I.; Kienast, F. (2006) Flooding tolerance of Central European tree and shrub species, Forest Ecology and Management, Volume 235, Issues 1-3, Pages 1-13, ISSN 0378-1127, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.065>.
18. Global Invasive Species Database <http://issg.org/database/species/ecology.asp?si=1669&fr=1&sts=&lang=EN> - Zugriff am 20.07.2020
19. Heinze, B. (2016) Wasser.Wald: Auwaldbewirtschaftung zwischen Holzproduktion, neuen Schädlingen und Krankheiten sowie Naturschutz. BFW-Praxisinformation 40: 6 – 8, https://www.waldwissen.net/wald/naturschutz/gewaesser/bfw_auwaldbewirtschaftung/index_DE/printerfriendly?accessed 17.08.2020
20. Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G. (2016) *Salix alba* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e01153e+
21. Houston Durrant, T., de Rigo, D., Caudullo, G., (2016) *Alnus glutinosa* in Europe: distribution, habitat, use and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), European Atlas of Forest Tree Species. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e01f3c0+
22. http://www.energiwald.org/?Daten_%26amp%3B_Fakten:Standort_und_Baumartenwahl, Zugriff 17.08.2020
23. Jaeger, C. (2008) Ökophysiologische Untersuchungen zur Hochwassertoleranz der Gemeine Esche (*Fraxinus excelsior*L.) - Einfluss der Wurzelzonenhypoxie auf zentrale Parameter des C-Stoffwechsels. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität at Freiburg im Breisgau, Deutschland
24. Jaeger, C. (2009) Unterschiede im C-Stoffwechsel von Eschenarten und -provenienzen als Folge von Wurzelsauerstoffentzug durch Staunässe. Journal of Experimental Botany, Vol. 60, No. 15, pp. 4335-4345, 2009 doi:10.1093/jxb/erp268

4. FÜGGELÉK

25. Kajba D. und J. Gračan. (2003) EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use for black alder (*Alnus glutinosa*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 4 pages
26. Konrad, H. (Hrsg.) (2020) Esche in Not. <http://www.esche-in-not.at/index.php/problematik>, 10.07.2020
27. Kremer, D. et al. (2008) Distribution and management of black walnut (*Juglans nigra* L.) in Croatia. *Periodicum Biologorum*. VOL. 110, Nr. 4, 317-321
28. Markus-Michalczyk, H. et al. (2014) Salt intrusion in tidal wetlands: Salt intrusion in tidal wetlands: European willow species tolerate oligohaline conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Band 136, S. 35-42. doi 10.1016/j.ecss.2013.11.008
29. Mühlethaler, U. (2010): Eine Baumart gibt zu diskutieren. Mit Robinie in die Zukunft – oder den Neophyten bekämpfen? *Wald Holz* 91, 6: 35-38. https://www.waldwissen.net/waldwirtschaft/waldbau/wsl_robinie/index_DE, accessed 11.08.2020
30. Nicolescu, V., Rédei, K., Vor, T. et al. (2020) A review of black walnut (*Juglans nigra* L.) ecology and management in Europe. *Trees*. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-01988-7>
31. Palancean, I., Alba, N., Sabatti, M. und de Vries, S.M.G. (2018) EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use for white poplar (*Populus alba*), European Forest Institute. 6 pages.
32. Pliúra, A.; Heuertz, M. (2003) EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use for common ash (*Fraxinus excelsior*), International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 6 pages.
33. Rédei, K.; Keserü, Z.S.; Csiha, I.; Rásó, J.; Honfy, V. (2017) Plantagen-Waldbau von Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) Kultivaren in Ungarn - Eine Übersicht. *South-east Eur* for 8 (2): 151-156. DOI: <https://doi.org/10.15177/see-for.17-11>
34. Rédei, K.; Takács, M.; Kiss, T. & Keserü, Z. (2019) Ecology and Management of Black Walnut (*Juglans nigra* L.) in Hungary. *South-east Eur* for 10 (2): 187-191. DOI: <https://doi.org/10.15177/see-for.19-12>
35. Russell, K. (2003) EUFORGEN technical Guidelines for genetic conservation and use for wild cherry (*Prunus avium*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 6 pages.
36. Schütt, P., Weisgerber, H., Lang, U. M., Roloff, A., Stimm, B. (2006) Enzyklopädie der Holzgewächse – Handbuch und Atlas der Dendrologie. ecomed Medizin, Verlagsgruppe Hüthig Jehle Rehm GmbH, Landsberg am Lech.
37. Sitzia, T., Cierjacks, A., de Rigo, D., Caudullo, G. (2016) *Robinia pseudoacacia* in Europa: Verbreitung, Lebensraum, Nutzung und Bedrohungen. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e014e79+
38. Starfinger, U. & Kowarik, I. (2011) *Populus x canadensis*. In: *Arten-Handbuch - Portraits wichtiger invasiver und potenziell invasiver Pflanzen- und Tierarten*. Bundesamt für Naturschutz. Neobiota.de. <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen/populus-x-canadensis.html> Accessed 17.08.2020
39. Valenta, V., Moser, D., Kapeller, S. & Essl, F. (2016) Ein neuer Forstschädling in Europa: A review of Emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) invasion. *Journal of Applied Entomology*. 10.1111/jen.12369.
40. Vanden Broeck, A. (2003) EUFORGEN technical guidelines for genetic conservation and use for European black poplar (*Populus nigra*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 6 pages.
41. Vítková, M. et al. (2016) Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. 384 (2017) 287-302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>
42. Walentowski H., Falk W., Mette T., Kunz J., Bräuning A., Meinardus C., Zang Ch., Sutcliffe L., Leuschner Ch., (2017) Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. *Ann. For. Res.* 60(1): 101-126.
43. Ward, J.V. et al. (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, Band 47, 4th edition. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x>
44. Welk, E., de Rigo, D., Caudullo, G. (2016) *Prunus avium* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. In: San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T., Mauri, A. (Eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Publ. Off. EU, Luxemburg, pp. e01491d+
45. Williams, R.D. () *Juglans nigra* L. - Black Walnut. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. https://www.srs.fs.usda.gov/pubs/misc/ag_654/volume_2/juglans_nigra.htm, Zugriff am 06.08.2020
46. Ziemiańska, M. & Kalbarczyk, R. (2018) Biometrics of tree-ring widths of (*Populus X canadensis* Moench) and their dependence on precipitation and air temperature in south-western Poland. In: *Holzforschung* 63(1):2018(1)

Szakkifejezések

1. Finkeldey R (1993) Die Bedeutung allelischer Profile für die Konservierung genetischer Ressourcen bei Waldbäumen. Goett. Forstgenet. Bericht 14:176p.
2. FRAXIGEN (2005) Ash species in Europe: biological characteristics and practical guidelines for sustainable use. Oxford Forestry Institute, University of Oxford, UK
3. Rohmeder E (1972) Das Saatgut in der Forstwirtschaft. Parey Verlag, Berlin
4. Vidaković M (n.d.). Četinjače - morfologija i varijabilnost. Biblioteka znanstvenih radova, JAZU, Sveučilišna naklada Liber, Zagreb.



Az ártéri erdők a legveszélyeztetettebb szárazföldi ökoszisztémák közé tartoznak. Az általuk hordozott biológiai sokféleség kiemelkedő, egyedülálló növény- és állatvilágnak jelentenek élőhelyet. Ezen túl is számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, beleértve a fa és más erdei termékeket, rekreációs lehetőségeket, víz- és talaj - védelmet, a szénmegkötést. A nagy folyók mentén húzódó ártéri erdők egyben értékes ökológiai folyosók. Ezen erdők tartamos kezeléséhez, fenntartásához számos ökológiai, gazdasági, társadalmi érdek fűződik, ezért a gazdálkodási és természetmegőrzési szempontok összehangolása szükséges.

A kézikönyv célja, hogy a Mura-Dráva-Duna Bioszféra Rezervátum védett erdeit kezelő erdőgazdálkodók, természetvédelmi szakemberek számára útmutatót nyújtson az ártéri erdők kezeléséhez. A kézikönyv kiter az ártéri erdők, élőhelyek, az ott élő, főbb fajok bemutatására, az erdőfelújítással, erdővédelemmel, szaporító - anyag-gazdálkodással és a génmegőrzéssel kapcsolatos jó gyakorla - tokra. Az erdészeti és a természetvédelmi szektor szakemberei mellett hasznos információt nyújthat szaporítóanyag-termelők, ágazati döntéshozók, valamint a szakoktatás számára is.