

HAZAI FAFAJOK KLÍMAANALÓG TERÜLETEINEK VIZSGÁLATA A KLÍMAVÁLTOZÁS TÜKRÉBEN

Illés Gábor és Móricz Norbert

SOE – Erdészeti Tudományos Intézet, Ökológiai és Erdőművelési Osztály

Kivonat

Kilenc európai és hazai állományalkotó faj esetében végeztünk klímaburok vizsgálatokat és azonosítottunk klíma analóg területeket abból a célból, hogy a klímaváltozás erdőkre gyakorolt hatását vizsgáljuk. A vizsgálatokhoz az európai fajak elterjedési adatbázist, valamint – a múltra vonatkozó klimatikus adatokon kívül – az RCP 4.5, ill. RCP 8.5 forgatókönyvekre épülő klímamodell ensemble-ből levezetett bioklimatikus adatokat használtuk. Négy időszakot vizsgáltunk: az 1961–1990 közti elmúlt időszakot, a 2011–2040 közötti jelen időszakot, illetve a 2041–2070 közötti közeljövőt, és a 2071–2100 közötti távolabbi jövőt. A fajok klímaburkainak térbeli átrendeződését random forest becslő eljárással modelleztük az extrapoláció kizárásával. Az eredmények szerint a modellek megbízhatóan becsülték a fajok történeti elterjedését. Jelenleg és a jövőben is jelentős átrendeződés tapasztalható a fajak specifikus klímaburok földrajzi vetületében. A hazai vonatkozásokat nézve az optimistább forgatókönyv szerint a hazai tölgyfajok klimatikus igényeinek megfelelő területek nagysága az ezredfordulós értékekhez képest az 1/5-ére eshet vissza a század végére. Kivételt jelent a molyhos tölgy, mely sokszoros területnyereséget érhet el a többi faj rovására. Ugyancsak a változások vesztese a bükk, mely klimatikusan alkalmas területeinek nagysága a tizedére eshet vissza. E mellett sokszorosára nőhet a feketefenyő számára alkalmas területek nagysága. A modellek szerint két-háromszorosára nő azon területek kiterjedése, melyekhez valószínűleg nem lehet majd klíma analóg származási helyeket találni Európában. A fajok klímaburkainak modellezési eredményei iránymutatást adhatnak az éghajlati alkalmazkodáshoz, azaz a veszélyeztetett területek azonosításához és a szaporítóanyag forrás- és célterületeinek kiválasztásához.

Kulcsszavak: klíma analóg területek, döntéstámogatás, fajak klíma sérülékenység, szaporítóanyag források

INVESTIGATING THE CLIMATE ANALOGUE AREA OF DOMESTIC TREE SPECIES IN THE LIGHT OF CLIMATE CHANGE

Abstract

We performed the climate envelope analysis of nine stand forming tree species, which are native not only in wider Europe but in Hungary as well. We identified climate analogue areas in order to evaluate the impact of climate change on forests. Beside the European tree species distribution database we used the bioclimatic variables of – not only the historical climate records but – an ensemble of climate models, which are based on the RCP 4.5 and RCP



8.5 scenarios. The investigated four periods were: the past period of 1961–1990, the present period of 2011–2040, the near future period of 2041–2070, and the far future period of 2071–2100. The spatial rearrangements of species' climate envelopes were modelled by the method of random forests with the exclusion of extrapolated areas. The results showed that the models predicted reliably the historical distribution areas of species. The models predicted significant rearrangements in the spatial extents of the species' climate envelopes for the future-, and even for the present period. Considering the Hungarian aspects we concluded that, according to the optimistic scenario, by the end of this century, the spatial extent of suitable areas for oak species may drop to one fifth of the value measured at the turn of the 2000s. The only exception is downy oak, whose suitable area can multiply at the expense of other oak species. Another species on the losing side is beech whose climatically suitable area can reduce to one tenth of its former value. Beside the above, black pine can gain more and more areas. According to the models, the extent of the areas for which it will probably not be possible to find climate analogue provenances in Europe increases by two to three times. The modeling results of the climate envelopes of tree species can provide guidelines for climate adaptation, i.e. the identification of threatened areas and the selection of source and destination areas for reproductive material.

Keywords: climate analogue areas, decision support, climatic vulnerability of trees, sources of propagation material

BEVEZETÉS

A klímaváltozás világszerte okozza az erdők elterjedésének és fajaj összetételének változását. Az Európában egyre gyakoribbá váló aszályok (Spinoni et al. 2015) nem csak a növekedésre hatnak negatívan (Mátyás et al. 2018; Brodribb et al. 2020; Schuldt et al. 2020), de a mortalitási ráta növekedését is magukkal hozzák (Allen et al. 2015; Cailleret et al. 2017; Zscheischler & Seneviratne 2017; Buras et al. 2018; Choat et al. 2018; Zscheischler et al. 2018). Zárterdei fajokunk képesek alkalmazkodni és megtartani élőhelyeiket, amíg az éghajlat stabil, és nincsenek olyan gyors trendváltások vagy szélsőséges ingadozások az időjárási mintákban, amelyek nagyságrendileg eltérnek a generációváltás, és/vagy a vándorlási képességek sebességétől. Az éghajlati viszonyok mellett a fajok az évszázadok során más környezeti tényezőkhez is alkalmazkodni tudtak, mint például az élőhelyükön uralkodó edafikus körülmények. Az azonos területeken jelenlévő kompetitor, ragadozó, parazita vagy kórokozó fajokkal szembeni megfelelő ellenállás és versenyelőny megléte számos faj tartós élőhelyi jelenlétét biztosította. Az éghajlatváltozás azonban veszélyezteti ezt a status quo-t, és szelektív nyomást gyakorol a populációkra mind abiotikus, mind biotikus tényezőkön keresztül. Ebből következően a fajok térbeli eloszlása és az erdeink összetétele várhatóan – magától is – megváltozik (Fekete et al. 2017; Scherrer et al. 2017). A gazdaságilag fontos és őshonos európai fajok elterjedése a klímaváltozás miatt jelentősen csökkenhet vagy átrendeződhet (Hanewinkel et al. 2013). A faanyagellátás szempontjából fontos európai fajok felújulási ciklusa és vágásfordulója általában hosszú és lassú, gyakran több mint 100 év. (Az ellenálló- és alkalmazkodóképesség növelését segítő, folyamatos erdőborításra való átálláshoz ennél is több időre van szükség.) Ehhez képest a fajoknak (és a velük való gazdálkodásnak is) egy sokkal gyorsabb klímaváltozásra kellene most reagálniuk (Corlett & Westcott 2013). A legtöbb faj várhatóan nem lesz képes kezelni ezt a viszonylag rövid és gyors átmenetet helyi alkalmazkodás vagy

természetes vándorlás révén. Következésképpen az erdőket hozzá kell segíteni a megváltozott körülményekhez való alkalmazkodáshoz az erdőkezelési stratégiák megváltoztatásával, vagy alkalmazkodóképesebb fajok, jobban előalkalmazkodott és ezáltal ellenállóbb származások telepítésével (Chakraborty et al. 2015; Halofsky et al. 2018; Sousa-Silva et al. 2018).

A meghatározó európai fajok jövőbeni sérülékenységének felmérése kulcsfontosságú azok kiemelkedő gazdasági- és ökoszisztéma-szolgáltatási értéke miatt. Sajnos sok faj vitalitása valószínűleg csökkenni fog a jövőben (Walentowski et al. 2017), ami arra készteti a tudományos közösséget, hogy aktívan vizsgálják, milyen mértékben válhatnak megfelelő alternatívává más, vagy nagyobb éghajlati toleranciájú fajok. Számos tanulmány értékes betekintést nyújtott egyes fajok klímaváltozásra adott lehetséges reakcióinak lehetőségeibe. A tanulmányok némelyike az évgűrű-elemzésekre összpontosít (Rehshuh et al. 2017; Buras et al. 2018), míg mások tenyészkereszt kísérleteket (Mátyás et al. 2021), vagy fajfelterjedési modelleket (Thurm et al. 2018; Buras & Menzel 2019) használtak.

A legtöbb elterjedés modell az előfordulási hely adatokat használja bemeneti paraméterként, és csak nagyon kevés hivatkozik megerősített előfordulás mentes hely adatokra. Ennek az az oka, hogy ez utóbbiakat nagyon nehéz igazolni, validálni. Ennek ellenére a modellek többsége (általános lineáris modellek, osztályozó eszközök, entrópia modellek) igényel kvázi előfordulás mentes hely adatokat is, amelyeket a fajok előfordulási helyére vonatkozó információkból különböző módszerekkel vezetnek le (Barbet-Massin et al. 2012; Higgins et al. 2020). Buras & Menzel (2019) a közelmúltban modellezték az európai erdők fajösszetételének változásait klíma analóg területek módszerével, kombinálva a leskálázott, ensemble éghajlati előrejelzések adatait európai erdőleltár adatokkal (Mauri et al. 2016; Mauri et al. 2017). Az elemzéseket ugyanakkor alacsony térbeli felbontású éghajlati adatok felhasználásával végezték.

Az elmúlt és a jövő időszakok éghajlati adatainak elemzésével elvileg meg lehet határozni azokat a régiókat, amelyek között az egyes fajok szaporítóanyaga várhatóan sikerrel hasznosítható. Különböző nemzetközi projektek fokozták erőfeszítéseiket ezen a területen, példaként említhetjük a SUSTREE (<https://www.interreg-central.eu/Content.Node/SUSTREE.html>), vagy a REFOCUS (Sallmannshofer et al. 2021) programokat.

Kutatásunkban a klímaburok elemzés módszerével vizsgáltuk kilenc, Európában elterjedt és gazdaságilag is fontos faj esetében, hogy a számukra alkalmas klimatikus adottságokkal bíró területek kiterjedése hogyan változik meg a klímaváltozás hatására. Jelen tanulmány célja továbbá, hogy azonosítsa azokat a területeket, ahol a jövőben várható éghajlati viszonyokhoz nem található klíma analóg származási terület Európában. A kutatás során három kérdésre kerestünk választ:

- Hogyan változik meg a jövőben a főfafajok klímaburkának földrajzi vetülete?
- Vannak-e olyan erdőterületek, ahol a jövőben egyik jelenleg vizsgált főfafaj sem lesz várhatóan állományalkotó faj?
- Mennyire valószínű, hogy a klímaburok eltolódások lehetővé teszik a fajok komplementer szerepének erősödését? Vagyis, hogy az egyik faj számára kedvezőtlen eltolódásból egy másik faj profitálhat.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A választott fajok és elterjedési adataik

A vizsgálathoz kilenc fajt választottunk (1. táblázat), köztük hat késői szukcessziós szakaszra jellemző lombos fát, amelyek domináns vagy kodomináns szerepet játszanak az európai mérsékelt égövi erdők nagy erdőciklusának zárt társulásaiban (Kuuluvainen 2016). Ezek a fák megfelelő jellemző tulajdonságokkal (hosszú élettartam, lassú növekedés, nagy magméret, hosszabb regenerációs ciklus) rendelkeznek. A modellezett fajok közé bekerült olyan ritkábban modellezett faj is, mint például a magyar tölgy (*Quercus frainetto* Ten.), amely korábban nem szerepelt az európai elterjedési modellvizsgálatokban. A lombos fák mellett három olyan fenyőfajt is választottunk, amelyek erdészeti szempontból meghatározó szereppel és nagy gazdasági jelentőséggel bírnak. A választott tűlevelűek ökológiai és gazdasági tulajdonságaiknak köszönhetően széles körben elterjedtek Európában. Az összes választott faj fontos az európai erdészeti ágazat számára, és jelentősen kitétt az éghajlatváltozás hatásainak (Czúcz et al. 2011).

1. táblázat: A választott fajok listája és az európai erdőkben lévő részarányuk
Table 1.: List of selected species and their volume share in European forests

Faj tudományos neve	Név rövidítés	Magyar név	Térfogat arány Európa erdeiben*
<i>Fagus sylvatica</i> L.	B	bükk	11,9%
<i>Picea abies</i> H. Karst	LF	lucfenyő	23,0%
<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold	FF	feketefenyő	29,6%
<i>Pinus sylvestris</i> L.	EF	erdeifenyő	
<i>Quercus cerris</i> L.	CS	csertölgy	10,0%
<i>Quercus frainetto</i> Ten.	MAT	magyar tölgy	
<i>Quercus petraea</i> Liebl.	KTT	kocsánytalan tölgy	
<i>Quercus pubescens</i> Willd	MOT	molyhos tölgy	
<i>Quercus robur</i> L.	KST	kocsányos tölgy	

*Az európai erdők állapotáról szóló 2020-as jelentés szerint. Az ebben az oszlopban szereplő adatok csak a nemzeti szintre vonatkoznak. Fajszerinti adatok európai léptékben nem álltak rendelkezésre.

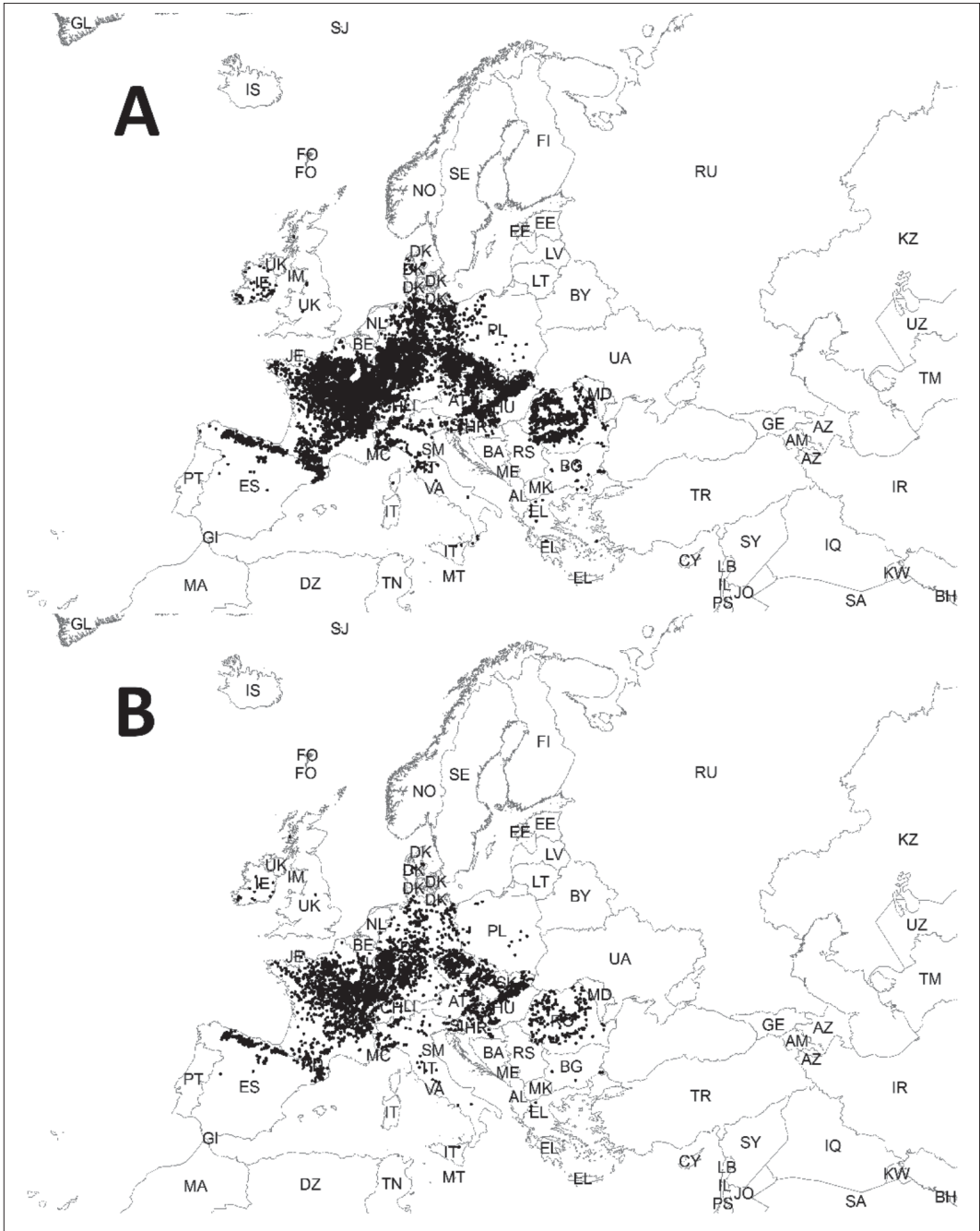
A fajok aktuális elterjedési térképeinek elkészítéséhez az európai faj-előfordulási adatbázist (Mauri et al. 2016) használtuk.

A faj elterjedési adatok feldolgozása

Az egy fajra fókuszáló, hiány-előfordulás alapú elterjedési modellek helyett egyszerre több faj potenciális elterjedését becsültük oly módon, hogy a bizonytalansági tényezőt jelentő hiányadatokat helyettesítettük a fajok közötti átmenetek hatásával.

Az európai faj elterjedési adatbázisból az egyes fajok elterjedésének jellemzésére tanuló- és teszt területeket választottunk ki (1. A, B. ábrák). A kiválasztás úgy történt, hogy minden előfordulási ponthoz egy 1 és 100 közötti véletlen számot rendeltünk. Minden olyan előfordulási pont, amelyhez 75-nél nagyobb véletlen szám tartozott, bekerült a tesztadatbázisba, míg a többi a tanuló területek közé sorolódott. Az egyes fajok tanulóterületi pontjaiból rasztereket készítettünk, a – fejezet későbbi részében ismertetett – bioklimatikus változókkal megegyező rácsosztással. Erre azért volt szükség, mert az európai faj elterjedési adatbázis rácspontra kiosztása az INSPIRE 1 km × 1 km-es rácsponthoz illeszkedik, amely nem fed át az általunk használt 1 km × 1 km-es bioklimatikus változó rácskiosztásával. A raszterek egyedi értékkel bírtak az adott faj előfordulási pontjait tartalmazó cellák tekintetében, míg az előfordulás nélküli cellák nulla értéket kaptak. Mind a kilenc faj raszterét összevontuk egy egyesített raszterre, amely az egyes fajok, vagy azok kombinációinak – átfedő előfordulások esetén – összesített előfordulását tartalmazta cellaértékeiben. Az 1. ábra szemlélteti, hogy a véletlenszerű kiválasztás megtartotta az előfordulási pontok térbeli jellemzőit, beleértve a sűrűséget vagy akár a térbeli kiterjedést.

A tanuló adatsor kialakítása során úgy akartunk eljárni, hogy a fajkombinációkat a lehető legjobban elkülönítsük, miközben megtartjuk jellemzőiket a megkülönböztethetőség és az előrejelzési pontosság javítása érdekében. Arra is törekedtünk, hogy elkerüljük az átfedéseket a faj kombinációk tanuló területei között. A kombinációk számának csökkentése érdekében elemzésünkben csak az olyan fajkombinációkat vettük figyelembe, amelyek teljes kiterjedése elérte vagy meghaladta a 100 km²-t Európában. (Ez alól kivételt csak a magyar tölgy – *Quercus frainetto* Ten. – jelentett a fragmentált előfordulása miatt). Ez a megszorítás a teljes vizsgálati terület 0,45%-át zárta ki és 63%-kal csökkentette a kombinációk számát. A különböző faj kombinációk tanuló területei közötti átfedések elkerülése érdekében az egyetlen faj előfordulását tartalmazó raszter cellákat külön kombinációnak tekintettük a vegyes celláktól, amelyekben a fajok vegyesen fordultak elő. Például a csak kocsánytalan tölgyet, vagy csak csertölgyet tartalmazó cellákat megkülönböztettük e két faj együttesen tartalmazó celláktól. Az egyes fajok klímaburkának földrajzi meghatározásánál a fajkombinációk területét minden érintett faj területébe beszámítottuk.



1. ábra: Véletlenszerűen választott tanuló- (A) és teszterületek (B) elhelyezkedése az európai fajterjedési adatbázis alapján a kocsánytalan tölgy esetében

Figure 1: Randomly selected training (A) and test (B) samples of e.g. *Quercus petraea*, Liebl. based on occurrences found in the European species distribution database

Bioklimatikus változók

A klimatikus változókhoz a Climate EU adatbázist (Marchi et al. 2020a; Marchi et al. 2020b) használtuk, melynek 1×1 km-es a felbontása és 36 bioklimatikus változót tartalmaz. Az adatbázis térbeli kiterjedése lefedi Európát a $34,26^\circ$ és $71,24^\circ$ közötti földrajzi szélességi, valamint a $-10,74^\circ$ és $44,24^\circ$ közötti földrajzi hosszúsági körök között. Az 1961–1990 időszak átlagos bioklimatikus változó értékeit tartalmazó rasztereket használtuk a fajaj specifikus klímaburok modellek kalibrálására. A felhasznált változók az alábbiak voltak:

- Az éves középhőmérséklet és évi csapadékösszeg;
- átlagos évszaki csapadékösszegek;
- a hóként lehulló csapadék mennyisége;
- évszaki maximum-, minimum- és átlaghőmérsékletek;
- az extrém minimum hőmérséklet;
- a legmelegebb hónap átlaghőmérséklete;
- a leghidegebb hónap átlaghőmérséklete;
- az átlagos éves hőmérsékleti ingás;
- a tenyészidőszakban (május–szeptember) lehullott átlagos csapadékmennyiség;
- az éves termikus-nedvesség index ($AHM = (\text{évi átlag hőmérséklet} + 10) / (\text{évi csapadékösszeg} / 1000)$);
- a nyári termikus-nedvesség index ($SHM = \text{legmelegebb hónap átlaghőmérséklete} / (\text{tenyészidőszaki csapadék} / 1000)$).
- A foknap értékek közül figyelembe vettük a 0°C alatti, az 5°C feletti, a 18°C alatti, a 18°C feletti foknapok számát.
- Figyelembe vettük továbbá a fagymentes napok számát, a fagymentes időszak kezdetét és végét.
- Végül az adatok tartalmazták a Hargreave-féle referencia párolgás és klimatikus nedvesség deficit értékét is (Hargreaves & Allen, 2003).

A jövőbeli – 2011–2040, 2041–2070 és 2071–2100 közötti 30 éves időszakokra nézve – az előrejelzésekhez 15 globális cirkulációs modell (AOGCM) együttes becsléseit használtuk a legjobb validációs statisztikákkal, amelyek az RCP 4.5 és RCP 8.5 forgatókönyveken alapulnak és szerepelnek a Climate EU adatkészletben (Marchi et al. 2020b).

Adatfeldolgozás és statisztikai értékelés

Raszteres adatok szegmentálása

Megközelítésünk során térben és időben olyan régiókat azonosítottunk, amelyek többé-kevésbé hasonló klimatológiai jellemzőkkel rendelkeznek, ezáltal valószínűleg megfelelő növekedési feltételeket biztosítanak az adott területen található fajoknak (Járó 1972). A klíma analóg területek meghatározására változó felbontású szegmentálást alkalmaztunk, összesen 36 nagy térbeli felbontású bioklimatikus változó figyelembevételével.



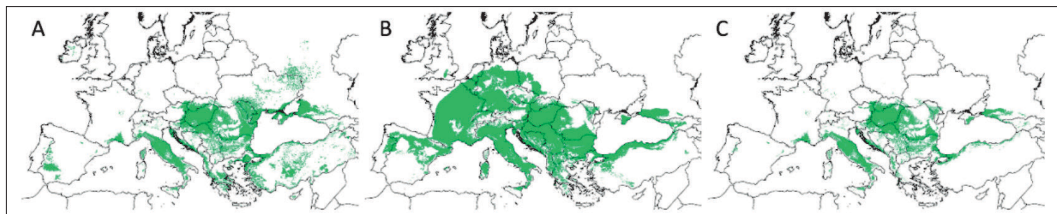
Ahelyett, hogy a bioklimatikus raszterek értékeit közvetlenül a faj előfordulási raszterek rácspontjaihoz rendeltük volna, a bioklimatikus raszterekből egy koherens poligonhálózatot hoztunk létre változó felbontású szegmentálással (Darwish et al. 2003) Trimble eCognition 8 szoftverkörnyezetben. Ebben a poligonhálózatban minden szegmens egy homogénebb, de a környezetétől eltérő pixelcsoportot ölel fel, miközben a poligonok összessége a különböző felbontású, egymásra épülő topológiáikban egységes rendszert alkot. Az Európát legrészletesebb felbontásban lefedő szegmensek száma 405 301 db volt. Az ezekből tanuló területnek kijelölt szegmensek szolgálták alapul a fafajok klímaburkainak meghatározásához. Egy szegmens annak a fafajnak, vagy fafaj-kombinációnak a tanulóterületévé vált, amelynek a tanulóterületek közé sorolt raszterpontja a szegmensben helyezkedett el. A szegmentálás előnye, hogy a raszteres információkat nagyobb térbeli objektumokba rendezi, amelyek méretaránytól függően használhatók lokális, regionális vagy „globális” szintre összevont jellemzésre. Jelen esetben a klímaburkok építőkövei voltak a tanulóterületi szegmensek. További előny, hogy a képpontok szegmensekbe csoportosításával a számítási kapacitásigény csökken.

Fafaj specifikus klímaburkok becslés

A fafaj specifikus klímaburkok kiterjedését szimultán módon, random forest becslési módszerrel végeztük, klasszifikációs feladatra visszavezetve a modellezési problémát (Breiman 2001). A tanulóterületek kijelölése után kalibrálni kellett a modellt az 1961–1990 közötti referencia időszak bioklimatikus adataival. A modellben 301 döntési fát használtunk, a csomópontokban a szétválasztási kritériumok meghatározásához pedig független változók négyzetgyökével egyenlő számú, véletlenszerűen kiválasztott prediktort használtunk. A modellt iteratív módon háromszor futtattuk, futásonként 10 ismétléssel, vagy addig, amíg konzisztens eredményt nem értünk el, azaz amíg nem volt különbség a modell két egymást követő futtatásának eredménye között. A modell segítségével minden Európát lefedő szegmenst besoroltunk a tanuló területek által kijelölt fafaj-kombinációkba. Ez a fajok nyers elterjedési térképét eredményezte (2A. ábra). Ez a térkép még nem tekinthető a referencia-időszak végeredményének, mivel extrapolált területeket is tartalmazott. Extrapoláció alatt azt értjük, hogy a becslésben olyan szegmensek visszatérési értéke is szerepelt, amelyek bioklimatikus paraméterei az adott fafaj kombinációra nézve a tanulóterületek által meghatározott tartományon kívülre estek. Ezért a modellünk becsléseit az egyes fafajok bioklimatikus változókra felvett és a tanulóterületek által lefedett éghajlati tartományra kellett korlátoznunk. Ezt fafajonként egy maszkréteg kialakításával sikerült elérni, amely – az összes bioklimatikus változó figyelembevételével – meghatározta azt a térbeli tartományt, amelyben az összes változó értéke a tanulóterületek által kijelölt határokon belül marad (2B. ábra). Így lehet meghatározni azt a teret, amelyben az adott fafajra vonatkozó modellbecslés érvényes becslésnek tekinthető. A nyers becslési területet a modell által az adott fafajokhoz rendelt térbeli tartományra szűkítve a fafajok klímaburkainak extrapolációi nélküli, végleges földrajzi vetülete felvázolható (2C. ábra).

Az extrapoláció mentes éghajlati burkolófelületek fafajonkénti összevonásával a rendelkezésre álló adatokból összeállítottuk a referencia időszakra vonatkozó, európai fafaj elterjedési térképeket. Pontosabban azokat a térképeket, amelyek a fafajok számára a klimatikusan megfelelő területek, referencia időszaki földrajzi kiterjedését mutatják. A másik három jövőbeli időszakra és két kibocsátási forgatókönyvre az éghajlati burkolófelület térképeket a megfelelő bioklimatikus raszterek szegmentálásával készítettük elő. A szegmentálás után lefuttattuk a random forest modellt a hat éghajlati

forgatókönyv-változatnak megfelelő szegmentált térképváltozatokon is. Mind a hat térképhez fafajonként meghatároztuk az extrapoláció mentes klímaburok területeket. Végül a területmaszkok segítségével elkészítettük a reálisan becsülhető optimális klímaburkokat. (A becsült időszakok raszterei a következő figshare adattárban érhetők el: Illés & Móricz, 2022.)



2. ábra: Példa a csertölgy éghajlati burkának becslési fázisaira a referencia időszak (1961–1990) esetében: (A) a modell nyers becslése, (B) a tanulóterületek paramétereitől potenciálisan becsülhető terület, (C) az extrapoláció nélküli valós éghajlati burk becslés, miután a nyers becslést korlátoztuk a becsülhető terület kiterjedésére

Figure 2: Example of the estimation phases of the climate envelope for Turkey oak in the case of the reference period (1961–1990): (A) raw estimate of random forest model, (B) the potentially predictable area based on the parameter ranges of training areas, (C) the extrapolation-free real climate envelope estimation after clipping the raw estimate with the predictable area

Ökológiai jellemzők szerinti fafajcsoportosítás

Mivel a kilenc faj és ezek kombinációi 30 különálló osztályt alkottak, az áttekinthetőség kedvéért érdemesnek tartottuk az osztályokat nagyobb csoportokba vonni. Ezek a nagyobb kompozitok a fafajok vízigényén és tipikus erdőtípusokban való jelenlétén alapultak. Véleményünk szerint a makroklimatikus vízigény és a fafajokhoz rendelhető jellemző erdőtípusok kiterjedése jól használhatók a klímaváltozás hatásának értelmezésére. A kompozitok meghatározásakor a jellemző, domináns fafajokat tekintettük irányadónak. Példaként az egyik véglet az üde elegyes fenyő-lomb erdők esete, amelyet fafajaink közül a bükk és lucfenyő együttes jelenléte jellemez. A másik véglet a xerofita lombos erdő esete, amely fafajaink közül jellemzően a molyhos- és csertölgy kombinációja. A fajkompozitok összetételét a 2. táblázat mutatja be. Megvizsgáltuk, hogyan változott a 2. táblázatban meghatározott kompozitok területe a különböző forgatókönyvek között.

A térképi eredmények statisztikai értékelése

Wunderlich et al. (2019) nyomán az alábbi statisztikákat használtuk a térképezési teljesítmény értékelésére. Modellünk összetévesztési mátrixát a helyesen és helytelenül osztályozott szegmenst területe alapján állítottuk össze. Az alkalmazott statisztikák a következők voltak:

- általános pontosság: (valós elfoglalt terület + valós nem elfoglalt terület) / teljes terület;
- érzékenység: valós elfoglalt terület / (valós elfoglalt terület + hamis elfoglalt terület);
- specifikusság: valós nem elfoglalt terület / (valós nem elfoglalt terület + hamis nem elfoglalt terület);
- valós mintázat követés: érzékenység + specifikusság – 1.



A fenti felsorolásban a valós elfoglalt terület azon vizsgálati szegmensek területét jelenti, amelyek helyesen lettek hozzárendelve ahhoz a fafajhoz, amelynek teszt pontjai az adott szegmensekbe estek. A valós nem elfoglalt terület azon tesztszegmensek területét jelenti, ahol a modell nem sorolja a szegmenseket az adott fajhoz, és az nem is tartalmaz teszt pontokat az adott fafajra nézve. A teljes terület az adott fajhoz tartozó tesztszegmensek teljes területét jelenti. A hamis elfoglalt terület azon tesztszegmensek területét jelöli, amelyek egy adott fajhoz hibásan lettek hozzárendelve. A valós nem elfoglalt terület azon tesztszegmensek területét jelenti, amelyek az adott fajra nézve helyesen kerültek a nem elfoglaltnak osztályozott területek közé. A hamis nem elfoglalt terület azon tesztszegmensek területét jelöli, amelyek az adott fajhoz hibásan lettek hozzárendelve nem elfoglalt területként.

2. táblázat: *Fafajok és fajaj kombinációk kompozitokba sorolása az ökológiai jellemzőik alapján pl. mezofil, xerofita, termofil vagy hidegtűrő*

Table 2: *Classification of tree species and groups of tree species into composites based on the basic species characteristics e.g. of being mesophilic, xerophytic, thermophilic, or cold tolerant*

Fafaj kompozitok	Fafajok és kombinációik
Üde fenyőerdők	LF, EF-LF
Elegyes üde fenyő-lomb erdők	KST-EF, KST-LF, KTT-LF, B-EF, B-LF
Üde lomberdők	KST, B, KST-B, KTT-B
Mezofil fenyőerdők	EF
Mezofil lomberdők	KTT, MAT, KST-KTT, KST-CS, KTT-CS, CS-B
Elegyes mezofil fenyő-lomb erdők	KTT-EF
Szárazságtűrő fenyőerdők	FF
Szárazságtűrő lomberdők	MOT, CS
Elegyes szárazságtűrő fenyő-lomb erdők	MOT-EF, MOT-FF

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

Becslési pontosság

Az elkészített térképeket a referencia időszakra vonatkozóan pontossági tesztnek vetettük alá. Az elterjedési pontokból validációs célból elkülönített tesztminta alapján ellenőriztük, hogy modellünk térbeli becslése mennyire volt pontos a referencia időszakra vonatkozóan (3. táblázat).

A 3. táblázatban található pontossági mérőszámok azt mutatják, hogy modellünk a legtöbb fajaj átlagában jól rekonstruálja a tényadatokat. Az általános pontosság, érzékenység és specifikusság értékei azonos, 0 és 1 közötti tartományban értelmezhetők. Minél közelebb vannak ezek az értékek az egyhez, annál jobb a modell teljesítménye, ugyanakkor nem lehet egyszerre mindegyikre optimalizálni a modelleket. Az erdei fenyő (EF) mutatta a legrosszabb pontossági és specifikussági értékeket (0,84). Az összes többi fajnál ezek az értékek elérték vagy meghaladták a 0,9-et. Az érzékenység gyengébb eredményeket mutatott, különösen a magyar tölgy (MAT) esetében, amely a legkisebb és leglokalizáltabb elterjedési területtel rendelkezik. Általánosságban elmondható, hogy minél elterjedtebb egy faj, annál nagyobb érzékenységi értéket ért el a modell. A valós mintázat követési

mérőszám -1 és $+1$ között értelmezett értékei (mely a $+1$ -hez közelítve számít egyre jobbnak) mind a kilenc esetben meghaladják a $0,5$ -öt, öt esetben a $0,6$ -ot, két esetben a $0,7$ -et. Összességében $0,51$ és $0,86$ között mozog ez az érték, ami jelzi, hogy a modell hatékonyan követi az előfordulási mintázatokat.

3. táblázat: A modell pontossági mutatói az egyes fafajok esetében
Table 3: Accuracy of the model for the investigated tree species

Fafajok	Általános pontosság	Érzékenység	Specifikusság	Valós mintázat követés
B	0,95	0,60	0,96	0,56
LF	0,90	0,73	0,90	0,63
FF	0,97	0,58	0,98	0,55
EF	0,84	0,69	0,84	0,53
CS	0,97	0,79	0,97	0,76
MAT	0,99	0,51	0,99	0,51
KTT	0,96	0,69	0,96	0,65
MOT	0,97	0,90	0,97	0,86
KST	0,90	0,74	0,90	0,64

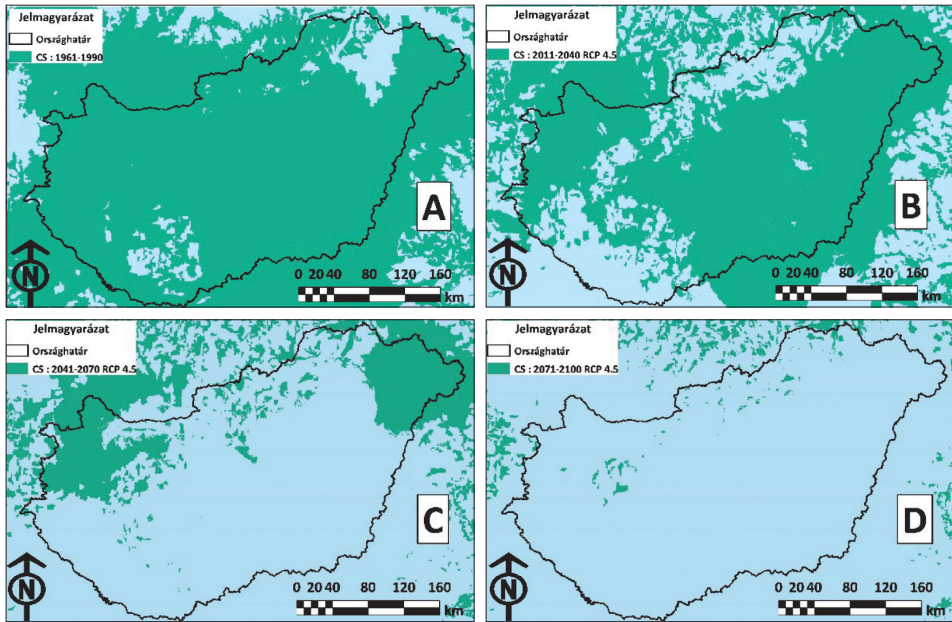
Magyarországra vonatkozó térképi eredmények

Az alábbiakban bemutatunk néhány konkrét fafajra vonatkozó térképi eredményt (3–7. ábrák). A területi korlátok miatt a tanulmányban csak a tölgyekre vonatkozó eredményeket tárgyaljuk, és csak az RCP 4.5 klímaforgatókönyv szerinti változásokat mutatjuk be. Az elemzéshez felhasznált klíma modellek az RCP 4.5 scenárió szerint az éves középhőmérséklet emelkedését jelzik Magyarországon (2011–2040: $+1,7$ °C, 2041–2070: $+2,5$ °C és 2071–2100: $+3,1$ °C). Ugyanakkor az évi ($+5\%$) és a nyári csapadék (-10%) mennyiségében is csak kis mértékű változást mutatnak a század végére az 1961–1990 közötti időszakhoz képest.

A csertölgy klímaburkának földrajzi kiterjedés változását a 3. A, B, C, D ábrák mutatják.

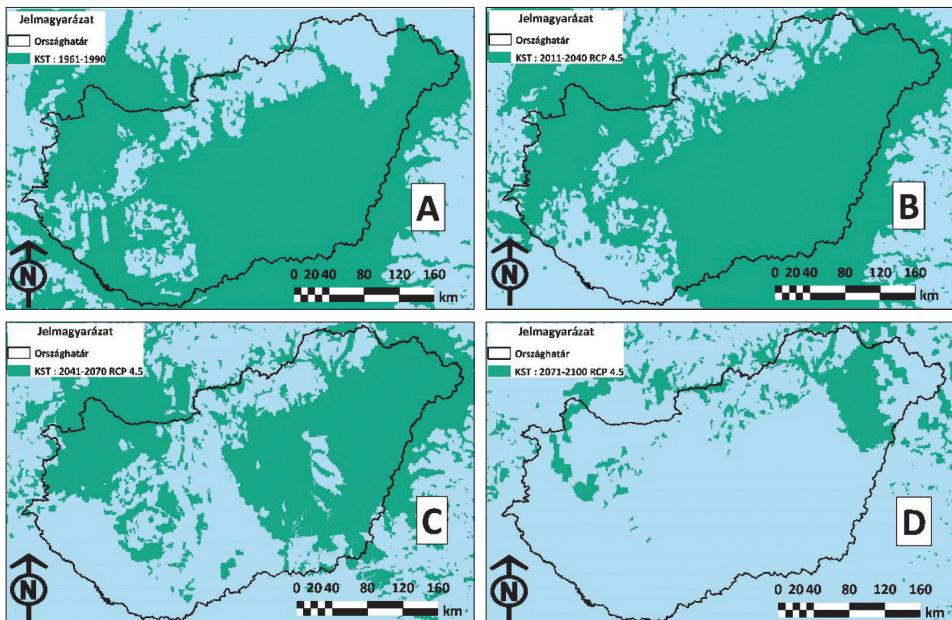
A 3. ábrán látható, hogy a csertölgy számára optimális klimatikus adottságokkal rendelkező területek kiterjedésében az optimistább klímaváltozási forgatókönyvek mellett is jelentős átrendeződést és csökkenést várhatunk. Míg a bázisidőszakban csaknem az ország egész területe megfelelő klimatikus adottságokat nyújtott, addig e század végére a helyzet gyökeresen megváltozhat és csak a magasabb hegyvidékeinken prognosztizálnak a modellek a csertölgy számára optimális feltételeket. A század közepére – kevés kivételtől eltekintve – a csertölgy számára kedvező, makroklimatikus feltételeket a hegyvidékeinken, az azoktól ÉNY-ra fekvő országrészekben, valamint a Nyírség tájain kell keresni. Úgy találtuk, hogy habár Európa más területein a csertölgy számára kedvezőbb klimatikus feltételeket teremt a klímaváltozás más fajok rovására, nálunk a legtöbb vizsgált fafaj esetében a klímater jelentős szűkülésével kell számolni a jövőben.

A kocsányos tölgy klímaburkának földrajzi kiterjedés változását a 4. A, B, C, D ábrák mutatják.



3. ábra: A csertölgy klímaburkának magyarországi földrajzi vetülete időszakonként az RCP 4.5 forgatókönyv szerint

Figure 3: The geographical extent of the climate envelope of Turkey oak according to scenario RCP 4.5 for Hungary and for the investigated time frames

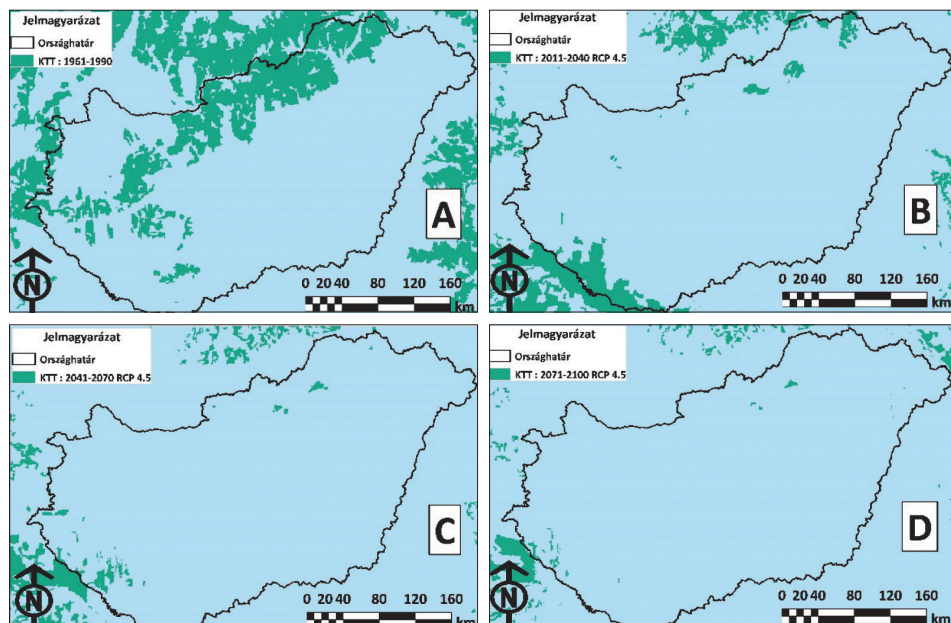


4. ábra: A kocsányos tölgy klímaburkának magyarországi földrajzi vetülete időszakonként az RCP 4.5 forgatókönyv szerint

Figure 4: The geographical extent of the climate envelope of pedunculate oak according to scenario RCP 4.5 for Hungary and for the investigated time frames

A kocsányos tölgy számára kedvező klimatikus adottságú területek kiterjedésében is csökkenést prognosztizáltak a modellek. Habár a csökkenés kevésbé drasztikus, mint a csertölgy esetében, még mindig jelentősnek mutatkozik. A század végére az optimális klimatikus adottságokkal bíró területek az Észak-alföldi régióra, az előhegységi területekre valamint a Kisalföld NY-i részére korlátozódnak. Ugyanakkor a század közepén még az ország ÉNY-i területei, a Somogyi-domb-ság, valamint az Alföld jelentős része klimatikus adottságaiban nem kerül kívül a kocsányos tölgy klíma burkán.

A kocsánytalan tölgy klímaburkának földrajzi kiterjedés változását az 5. A, B, C, D ábrák mutatják.

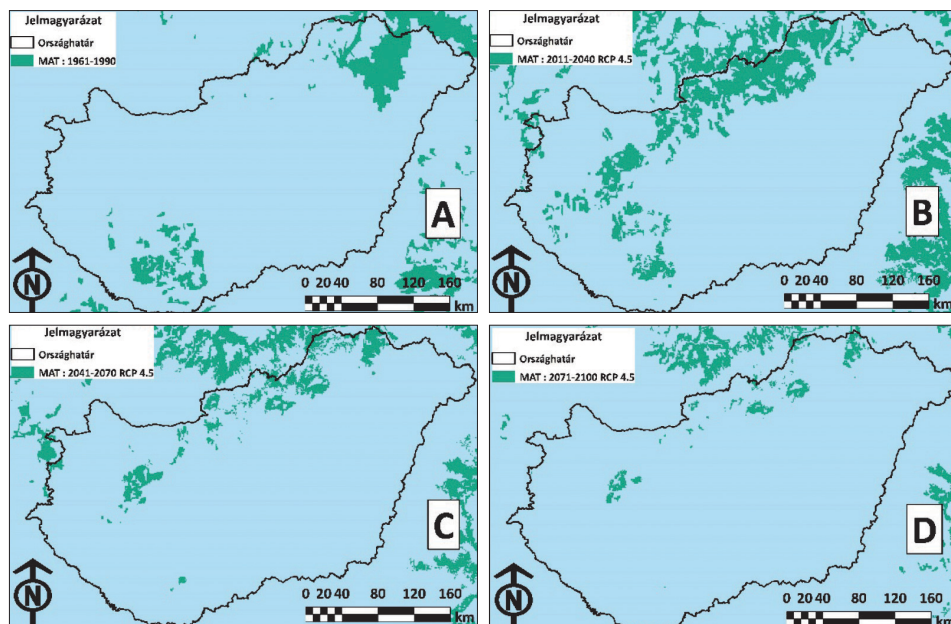


5. ábra: A kocsánytalan tölgy klímaburkának magyarországi földrajzi vetülete időszakonként az RCP 4.5 forgatókönyv szerint

Figure 5: The geographical extent of the climate envelope of sessile oak according to scenario RCP 4.5 for Hungary and for the investigated time frames

A kocsánytalan tölgyet, mint mezofil, domb- és hegyvidéki fafajunkat érinti talán legdrasztikusabban a klímaváltozás miatti átrendeződés. Az európai adatokon tanított modelljeink nagyon szépen visszaadták a faj hazai elterjedésének gerincét jelentő domb- és hegyvidéki területeket. A becslések szerint már jelenleg is, tehát a 2011–2040 időszakra nézve is jelentősen eltolódott e faj számára optimális területek elhelyezkedése. Szinte teljesen kedvezőtlené alakult a klíma e faj számára a Dunántúli-középhegységben, és az Északi-középhegységben is. Csak a Mátra, a Bükk és a Zemplén területén mutatkozik nagyobb, egybefüggő és klimatikus kedvező terület. A Dunántúlon a DNY-i határ mentén látható még optimális klimatikus adottságú régió, melyek aztán – a hegyvidéki területekkel együtt – az idő előrehaladtával zsugorodnak egyre kisebb területű foltokká a század végére.

A magyar tölgy klímaburkának földrajzi kiterjedés változását a 6. A, B, C, D ábrák mutatják.



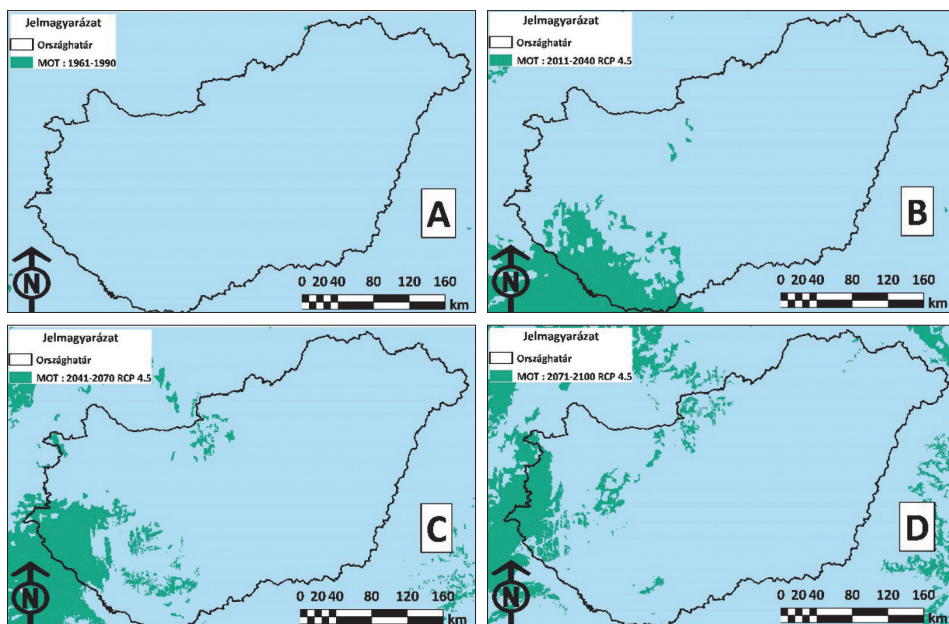
6. ábra: A magyar tölgy klímaburkának magyarországi földrajzi vetülete időszakonként az RCP 4.5 forgatókönyv szerint

Figure 6: The geographical extent of the climate envelope of Hungarian oak according to scenario RCP 4.5 for Hungary and for the investigated time frames

A magyar tölgy esetében azt láttuk az eredményekből, hogy a bázisidőszakra nézve DNY Magyarországon és ÉK-en voltak meg a faj számára kedvező klimatikus feltételek. Ugyanakkor a jelenlegi időszakban a kocsánytalan tölgy számára korábban kedvező klímájú területeken érvényesül olyan klímahatás, ami a magyar tölgynek kedvező. Középhegységeinkben az évszázad végéig megtalálhatja klimatikus igényeit a magyar tölgy, bár nem akkora kiterjedésben, mint korábban elképzelhetőnek tartottuk. Meglepő eredménynek tartjuk, hogy a Dél-dunántúli területeken már a század második felére eltűnnek a faj számára kedvező makroklimatikus hatások, a század végére pedig a NY-i országrészben sem érvényesül majd a magyar tölgynek kedvező makroklima hatása.

A molyhos tölgy klímaburkának földrajzi kiterjedés változását a 7. A, B, C, D ábrák mutatják.

Tölgyeink közül talán a molyhos tölgy (7. ábra) az egyetlen, amelynek kedvező fordulatokat hozhat a klímaváltozás. Az európai modellekben is területi növekedést mutatott (Illés & Móricz, 2022). Az eredményekből az látszott, hogy a bázisidőszak klimatikus feltételei mellett nem jelentek meg nagyobb, egybefüggő területen a molyhos tölgy európai elterjedésére jellemző makroklimatikus viszonyok. Ugyanakkor a jelenlegi 30 éves periódusban DNY Magyarországon már számottevő területeken érvényesül olyan klímahatás, ami a molyhos tölgynek kedvező. Ez némiképpen megváltozik a század végére, de a jelenlegi modellszámítások szerint főként a Dunántúli-középhegységben és a Mecsekben, valamint az Alpokalján és Zalában jelentős területeken e tölgyfaj elterjedésének fognak kedvezni a klimatikus feltételek.



7. ábra: A molyhos tölgy klímaburkának magyarországi földrajzi vetülete időszakonként az RCP 4.5 forgatókönyv szerint

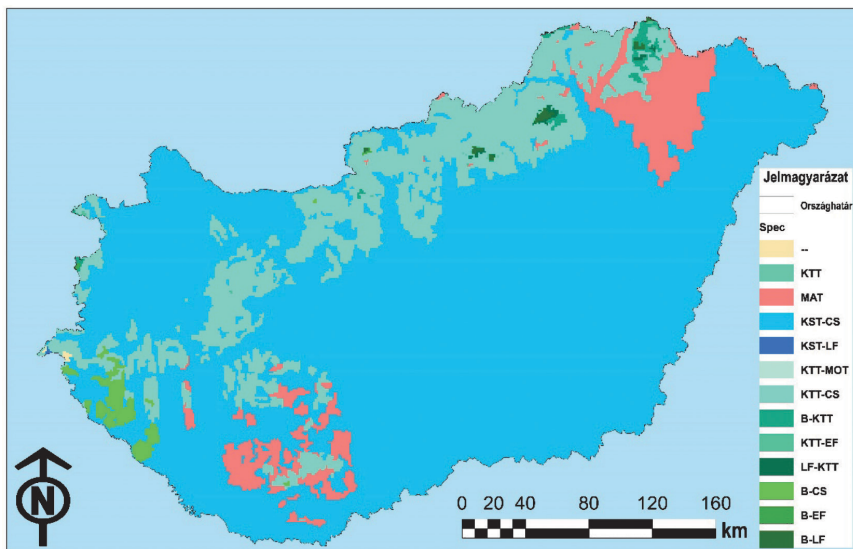
Figure 7: The geographical extent of the climate envelope of downy oak according to scenario RCP 4.5 for Hungary and for the investigated time frames

A vizsgált fajokból képzett fajkompozitokra jellemző klímateretek térfoglalásának változása

Az alábbi ábrákon (8–11. ábrák) azt mutatjuk be, hogy miként változik a vizsgált fajokból képzett fajkompozitokra jellemző klímater kiterjedése Magyarországon a bázisidőszak és a század vége között, feltételezve az RCP 4.5 forgatókönyv megvalósulását.

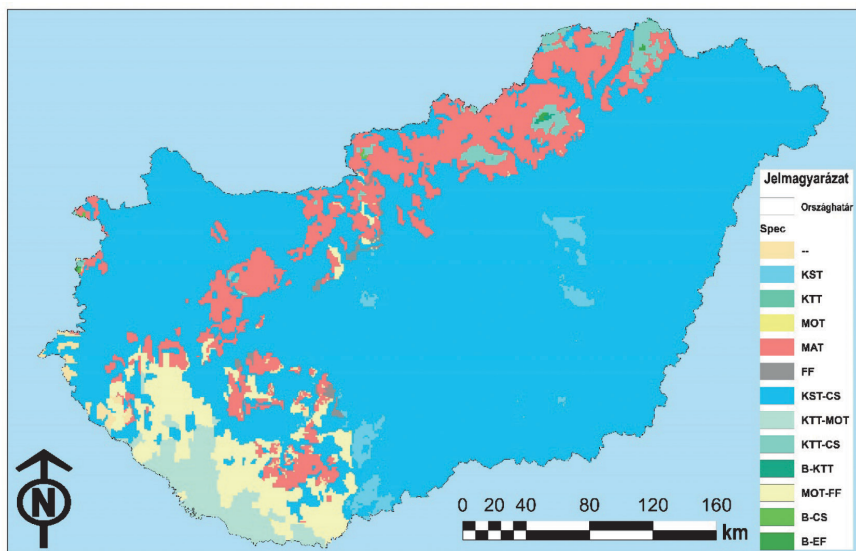
A 8. ábra a referencia időszakra mutatja a vizsgált fajok és kombinációik előfordulására jellemző klimatikus feltételekkel jellemzett területek hazai előfordulását. Az európai fajok elterjedési adataiból készült modell szépen visszaadja a bükkösök, a kocsánytalan és kocsányos tölgyesek, valamint a cseresek hazai előfordulásainak súlypontjait.

A 8. ábrán a magyar tölgy példája jól demonstrálja, hogy mi a munkánk során nem a fajok fellelhetőségét becsüljük, vagy jelezzük előre, hanem azt igyekszünk modellezni, hogy mely területeken van meg a lehetőség arra, hogy az adott faj a klimatikus összhatás alapján ott megjelenhessen. Az, hogy egy adott helyen alkalmas a klíma egy faj számára, nem jár automatikusan annak megjelenésével, hiszen ahhoz, hogy egy faj megjelenjen egy adott helyen, több más feltételnek is teljesülnie kell. Mivel azonban a faj számára alkalmas klimatikus niche kiterjedését a faj dokumentált előfordulásai alapján számítjuk, a modellünk jó eséllyel jelzi a klimatikusan alkalmas területek teljes kiterjedését függetlenül attól, hogy a faj jelen van-e az adott helyen, vagy nincs. Ennek különösen nagy jelentősége van a 9–11. ábrák esetében azoknak a területrészeknek a vonatkozásában, ahová a modellünk nem jelzett egyetlen fajt sem a vizsgált kilenc főfafaj közül.



8. ábra: A vizsgált fajok előfordulására jellemző klímaterек földrajzi leképezése a referencia (1961–1990) időszakra nézve

Figure 8: The geographic projection of climatic space describing the occurrence of the investigated species for the reference period of 1961–1990



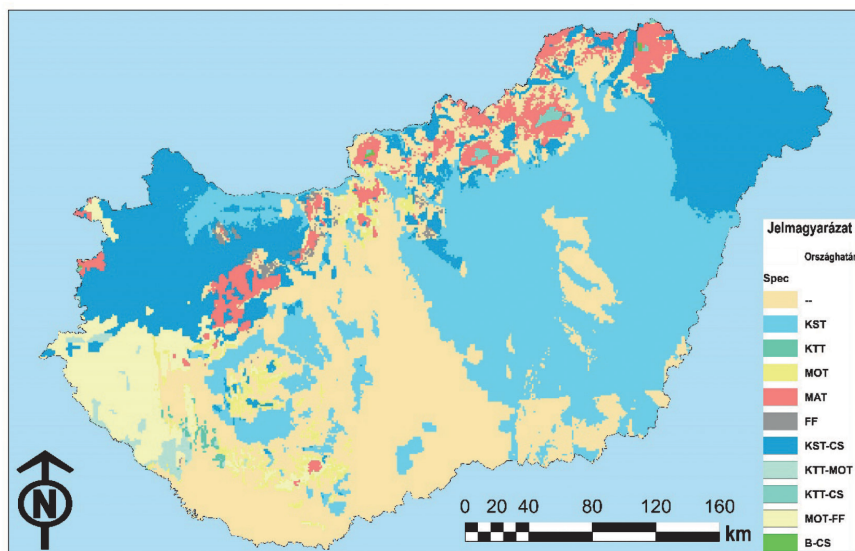
9. ábra: A vizsgált fajok előfordulására jellemző klímaterек földrajzi leképezése a jelenlegi (2011–2040) időszakra nézve

Figure 9: The geographic projection of climatic space describing the occurrence of the investigated species for the present period of 2011–2040

Modelljeink előrejelzései a fajokra jellemző klímaterек hazai, földrajzi elhelyezkedésére vonatkozóan, a jelen időszakra már mutatnak változásokat, de még nem annyira drasztikus mértékben

(9. ábra). Ezzel együtt a leginkább szembetűnő változás, hogy jelentősen csökken az üde lomb- és lombergyes fenyőerdőkre jellemző klímaterület kiterjedése, valamint, hogy a korábban a kocsánytalan tölgyre jellemző területek klimatikus adottságai ma már inkább a magyar tölgy által elfoglalt élőhelyek korábbi klimatikus adottságait idézik. Ugyancsak szembetűnő a száraz lomb- és fenyőlelgyes erdőkre jellemző klímaterület terjedése (MOT, FF) elsősorban a dél-magyarországi régiókban.

A mérsékelt kibocsátási forgatókönyv alapján a jelentősebb hatásokkal járó változások e század közepétől biztosan rányomják bélyegüket erdőgazdálkodásunkra, legalábbis ami az őshonos fajokkal való gazdálkodás biztonságát és tervezhetőségét illeti (10. ábra). Erre az időszakra az üde lomb- és lomberdők klimatikus adottságainak megfelelő területek a legmagasabb hegyvidékeink területére szorulnak vissza, elsősorban a Mátra, a Bükk, a Börzsöny, Zemplén és a Kőszegi-hegység területén. Tovább növekszik a száraz lomberdők klímaterülete, de még tartja magát a magyar tölgyesekre jellemző klíma a hegyvidékek jelentős részén, mintegy 450 ezer ha-on. A modellszámítások szerint viszont kb. az ország harmadán olyan klimatikus feltételek fognak uralkodni, amelyekhez hasonlót a vizsgált kilenc faj teljes európai elterjedési területén nem lehet ma találni. Vagyis ezekre a területekre ezekből a főfajajainkból várhatóan sehol nem lehet majd előadaptálódott szaporítóanyagot gyűjteni.



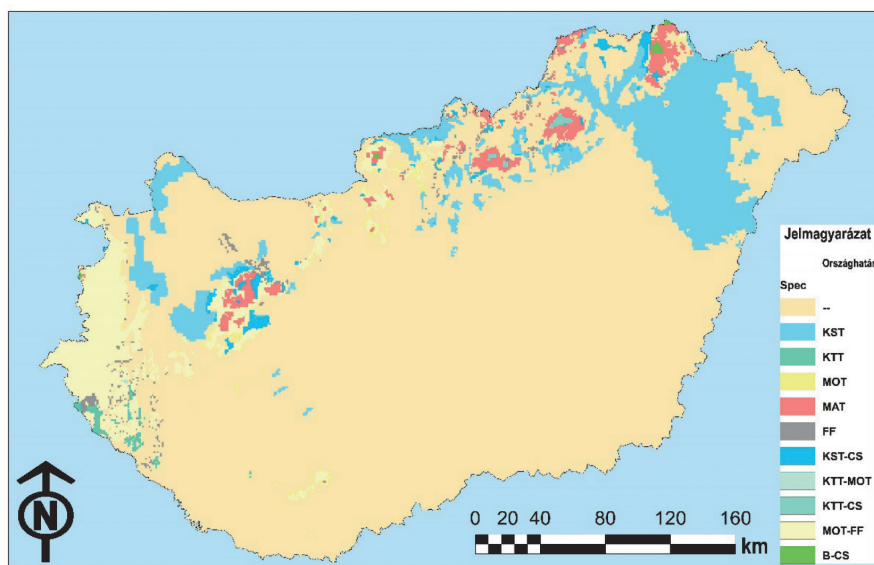
10. ábra: A vizsgált fajok előfordulására jellemző klímaterületek földrajzi leképezése a közeli jövő (2041–2070) időszakra nézve

Figure 10: The geographic projection of climatic space describing the occurrence of the investigated species for the near future period of 2041–2070

Ennek az előremetszésnek igen nagy jelentősége van a klímaváltozásnak kitett erdeink természetközeli – vagy csak a jelenlegi erdőképéhez hasonló – állapotban való megőrzésének szempontjából. Hiszen ha sehol Európában nem találunk majd olyan szaporítóanyag forrásokat, ahonnan legalább valamennyire előadaptálódott szaporítóanyagot lehetne hozni ezen erdőállományok felújítása érdekében, akkor rendkívül bizonytalaná válhat az érintett erdőterületek fenntarthatósága a jelenlegi fő állományalkotó és őshonos fajok alkalmazásával. A helyzet az évszázad végére tovább

eszkálálódhat (11. ábra), mivel addigra ez az állítás már az ország területének háromnegyedén is igaz lehet. Ezek miatt úgy gondoljuk, hogy nem halasztható a célirányos és tervszerű beavatkozások előkészítése és a problémakör további intenzív vizsgálata.

A megoldások keresésében a SOE-ERTI létrehozott egy új modult a SiteViewer döntéstámogató szoftveren belül, amely a megfelelő szaporítóanyag források azonosításában igyekszik segítséget nyújtani a felhasználóknak (www.ertigis.hu), de e mellett további erőfeszítéseket is teszünk a kutatási programok bővítése révén.



11. ábra: A vizsgált fajok előfordulására jellemző klímateretek földrajzi leképezése a távoli jövő (2071–2100) időszakra nézve

Figure 11: The geographic projection of climatic space describing the occurrence of the investigated species for the distant future period of 2071–2100

Európa egészére kitekintve a jelenleg domináns fajok potenciális elterjedési területei jelentős változás előtt állnak a mérsékelt éghajlati forgatókönyv (RCP 4.5) szerint. Egyes jelentősebb fajok, így a lucfenyő, a bükk és az erdei fenyő elterjedési területe jelentősen, több, mint 40%-kal csökkenhet a síkvidékeken a jelen század folyamán Európában. A potenciálisan alkalmas területek kisebb, de jelentős csökkenése várható a kocsánytalan tölgy és a magyar tölgy esetében is (kb. 30%). A kocsányos tölgy és feketefenyő esetében kisebb, 20% alatti elterjedés csökkenést jelez a modell. A molyhos és a csertölgy potenciális alternatív fajokká válhatnak, mivel potenciális elterjedési területük nagyrészt megmaradhat, vagy akár jelentősen (>40%) meg is növekedhet Európában, attól függően, hogy melyik forgatókönyv válik valóra. Mindkét forgatókönyv esetén jelentősen (több mint 100%-kal) növekszik a bizonytalan területek aránya, vagyis olyan területek, amelyek várható éghajlati viszonyai kívül esnek mind a kilenc faj jelenleg ismert európai elterjedési területein. Ez jelentős alkalmazkodási kockázatot jelent.

A modellezés és előrejelzés bizonytalanságai

A modellezés során a klímamodellek konszenzusos eredményét használtuk fel, mivel az minden előrejelzési klasztert figyelembe vett (összesen 15) és minden klaszterből a legjobb validációjú 1–2 modellt használták fel az ensemble előrejelzés készítésekor (Marchi et al. 2020). Az alkalmazott klímamodellek (RCP 4.5) esetén a konszenzusos értéktől való eltérés az évi középhőmérsékletben egy -1.7°C -tól $+1.3^{\circ}\text{C}$ -ig terjedő intervallumot jelent az évszázad végére. Hasonlóan az évi csapadékmennyiségre -15% -tól $+20\%$ -ig, valamint a nyári csapadékösszegre pedig -30% -tól $+25\%$ -ig terjedő eltérés tartomány jellemző a század végére számított konszenzusos értékekhez képest. Egy fontos jövőbeni feladat volna megvizsgálni, hogy az egyes klímamodellek előrejelzései közötti különbségek milyen mértékben befolyásolják az egyes fajok elterjedését. Bár a modellünket hosszú távú éghajlati adatokból (1961–1990) képeztük, az magában foglal egy adott változékonyságot is. Az éghajlatváltozás azonban nem feltétlenül jár együtt állandó klíma variabilitással. A klímaváltozás miatt ugyanis az éghajlat változékonysága várhatóan növekedni fog, ami a szélsőségek növekedéséhez vezethet (Rajczak & Schär 2017). A modellezés során a 30 éves éghajlati átlagok változásait vettük figyelembe, ez azonban nem veszi figyelembe a várhatóan növekvő változékonyságot (pl. aszályok). A fajok előfordulására vonatkozó előrejelzésünk valószínűleg optimista, mivel a vizsgált fajok az előre jelzettnél valószínűleg jobban veszélyeztetettek pl. az aszály okozta mortalitás miatt (Allen et al. 2015; Senf et al. 2020). Továbbá a modelljeink négyzetkilométer felbontású klimatikus adatokon alapulnak, így az erősen tagolt domborzatú területeken nem tudják figyelembe venni az eltérő lejtés és kitétség miatt kialakuló mikro- és mezoklimatikus viszonyokat, ahol a fajok akkor is fennmaradhatnak, ha a makroklíma egyébként már jelentős mértékben elmozdult a területen.

Azt is meg kell jegyezni, hogy a fajok klímaburkai a modellben kisebbek lehetnek, mint a valóságban, mivel a fajok elterjedtebbek, mint azt a jelenléti adataink leírják. A szűkebb becslés mérsékelheti a szélsőségek hatásait, mivel azok erősebben hatnak az elterjedés szélén, mint a faj magterületén. Ebből következően nem vettünk figyelembe ezt a pozitív hatást, de cserébe a szélsőségek negatív hatását sem.

Bár a talajadatok bevonása a modellekbe javíthatja a teljesítményüket, úgy döntöttünk, hogy nem használunk olyan talajadatbázisokat, mint a SoilGrids (Hengl et al. 2014), vagy a FAO harmonizált talajadatbázisa (Fisher et al. 2008). A rács alapú talajinformációkat általában olyan modellezéssel állítják elő, mely magassági modellekből, éghajlati fedvényekből vagy akár növényzet-alapú változókból (pl. evapotranspiráció) származó jellemzőket tartalmaz. Ez alig kezelhető, rejtett kapcsolatokat eredményezne a prediktorok és a célértékek között. Ezen túlmenően a rácsosított talajadatok használata a modelljeink bizonytalansági fokát növelné, a talajmodellek térben változó minőségének megfelelően. Ezenkívül a klímaváltozás szükségszerűen változásokat okoz a talajban is. Az éghajlatváltozási adatokkal ellentétben azonban nem áll rendelkezésre adatkészlet a talajváltozásról, ami azt eredményezné, hogy a modell egyik prediktora idővel állandó marad. Végül, annak ellenére, hogy a globális talajterképek névleges felbontása akár 250 m is lehet, a valóságban nagy területek ugyanazt a talajcsoportot vagy talajtípust tartalmaznak ezeken a térképeken.

A modellünk csak az éghajlati változásokat tükrözi a fajok elterjedésének vizsgálatakor, így nem tudja figyelembe venni az adott területen a klímaváltozás miatt fellépő új biotikus kártevők hatását, mely jelentősen veszélyeztetheti a produkciót, az egészségi állapotot és az ökoszisztéma-szolgáltatási képességet (Anderegg et al. 2015; Kern et al. 2021).



Végül a modellezést feltehetően negatívan befolyásolták a különböző emberi beavatkozások (mesterséges felújítás, szelekció) hatásai a fajok jelenlegi elterjedésére, mivel a múltban nagyon jelentős antropogén hatások érték az európai erdők fajösszetételét (Kirby & Watkins 2015).

ÖSSZEFOGLALÁS

Európai faj-elterjedési adatok és klímamodellek felhasználásával modelleztük kilenc, állományalkotó fajunk klímaburkának múltbeli és jövőbeli földrajzi kiterjedését és annak változását. Az eredményeink – összhangban más hazai kutatási eredménnyel (pl. Czúcz et al. 2011; Führer et al. 2011; Gálos et al. 2015; Mátyás et al. 2018) – azt mutatták, hogy az idő előrehaladtával, a mérsékelt klímaváltozási előrejelzések esetén is, az őshonos főfajaink számára kedvező klimatikus feltételek egyre kevésbé lesznek jelen hazánkban. A század közepére az ország kb. 1/3-án olyan klimatikus adottságok várhatók, melyekhez európai léptékben sem valószínű, hogy találunk előadaptálódott populációkat a majdani erdőfelújításokhoz. A század végére ez az arány az ország 3/4-ét is kiteheti. Nagy jelentősége van annak, hogy részleteiben vizsgáljuk a hazai termőhelyek változását és próbáljuk követni és folyamatosan aktualizálni az erdészeti szaporítóanyag források legoptimálisabb lehetőségeit, hogy amennyire csak lehet, felkészítsük az őshonos fajokból álló erdeink állományait a drasztikus éghajlati változások következményeire. Ehhez az erőfeszítéshez a SOE-ERTI a döntéstámogató eszközeinek fejlesztésével igyekszik hozzájárulni.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

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

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Allen C.D., Breshears D.D. & McDowell N.G. 2015: On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6: 1–55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
- Anderegg W.R.L., Hicke J.A., Fisher R.A., Allen C.D., Aukema J., Bentz B., Hood S., Lichstein J.W., Macalady A.K., McDowell N., Pan Y.D., Raffa K., Sala, Shaw J.D., Stephenson N.L., Tague C. & Zeppel M. 2015: Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist* 208(3): 674–683. <https://doi.org/10.1111/nph.13477>
- Barbet-Massin M., Jiguet F., Albert C.H. & Thuiller W. 2012: Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327–338. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>
- Bodrih T.J., Powers J., Cochard H. & Choat B. 2020: Hanging by a thread? Forests and drought. *Science* 368(6488): 261–266. <https://doi.org/10.1126/science.aat7631>
- Buras A., Schunk C., Zeiräg C., Herrmann C., Kaiser L., Lemme H. et al. 2018: Are Scots pine forest edges particularly prone to drought-induced mortality? *Environ. Res. Lett.* 13: 025001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaa0b4>

- Buras A. & Menzel A. 2019: Projecting Tree Species Composition Changes of European Forests for 2061–2090 Under RCP 4.5 and RCP 8.5 Scenarios. *Front. Plant Sci.* 9:1986. doi: 10.3389/fpls.2018.01986
- Breiman L. 2001: Random forests. Statistics Department. University of California, Berkeley. pp.32. <https://www.stat.berkeley.edu/~breiman/randomforest2001.pdf>
- Cailleret M., Jansen S., Robert E.M.R., Desoto L., Aakala T., Antos J.A. et al. 2017: A synthesis of radial growth patterns preceding tree mortality. *Glob. Change Biol.* 23: 1675–1690. <https://doi.org/10.1111/gcb.13535>
- Chakraborty D., Wang T., Andre K., Konnerth M., Lexer M.J., Matulla C. & Schüller S. 2015: Selecting populations for non-analogous climate conditions using universal response functions: The case of Douglas-fir in central Europe. *PloS one* 10(8), e0136357
- Choat B., Brodribb T.J., Brodersen C.R., Duursma R.A., López R. & Medlyn B.E. 2018: Triggers of tree mortality under drought. *Nature* 558: 531–539. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0240-x>
- Corlett R.T., & Westcott D.A. 2013: Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology & Evolution* 28(8): 482–488. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.04.003>
- Czúcz B., Gálhidy L. & Mátyás C. 2011: Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science* 68: 99–108. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0011-4>
- Darwish A., Leukert K. & Reinhardt W. 2003: „Image segmentation for the purpose of object-based classification,” IGARSS 2003. 2003 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Proceedings (IEEE Cat. No.03CH37477), 2039-2041, <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2003.1294332>
- Fekete I., Lajtha K., Kotroczó Z., Várбірó G., Varga C., Tóth J.A. et al. 2017: Long-term effects of climate change on carbon storage and tree species composition in a dry deciduous forest. *Glob. Change Biol.* 23: 3154–3168. <https://doi.org/10.1111/gcb.13669>
- Fischer G., Nachtergaele F., Prieler S., van Velthuizen H.T., Verelst L., & Wiberg D. 2008: Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008). IIASA, Laxenburg, Austria and FAO, Rome, Italy.
- Führer E., Horváth L., Jagodics A., Machon A. & Szabados I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. *Időjárás* 115(3): 103–118.
- Gálos B., Führer E., Czimer K., Gulyás K., Bidló A., Hänsler A., Jacob D. & Mátyás Cs. 2015: Climatic threats determining future adaptive forest management – a case study of Zala County. *Időjárás* 119(4): 425–441.
- Hargreaves G.H. & Allen R.G. 2003: History and Evaluation of Hargreaves Evapotranspiration Equation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 129(1): 53–63. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2003\)129:1\(53\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2003)129:1(53))
- Halofsky J.E., Peterson D.L. & Prendeville H.R. 2018: Assessing vulnerabilities and adapting to climate change in northwestern U.S. forests. *Clim. Change* 146: 89–102. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-1972-6>
- Hanewinkel M., Cullmann D., Schelhaas M.J. et al. 2013: Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Clim Change* 3: 203–207. <https://doi.org/10.1038/nclimate1687>
- Hengl T., de Jesus J.M., MacMillan R.A., Batjes N.H., Heuvelink G.B.M. et al. 2014: SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping. *PLoS ONE* 9(8): e105992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105992>
- Higgins S.I., Larcombe M.J., Beeton N.J., Conradi T. & Nottebrock H. 2020: Predictive ability of a process-based versus a correlative species distribution model. *Ecol Evol.* 10: 11043–11054. <https://doi.org/10.1002/ece3.6712>
- Illés G. & Móríc N. 2022: Species distribution of nine European tree species. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.19614435.v1>
- Járó Z. 1972: A termőhely fogalma. In: Danszky I. (ed.): Erdőművelés I. 47–87.
- Kern A., Marjanović H., Csóka Gy., Móríc N., Pernek M., Hirka A., Matošević D., Paulin M. & Kovač G. 2021: Detecting the oak lace bug infestation in oak forests using MODIS and meteorological data. *Agricultural and Forest Meteorology* 306(1): 108436. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108436>
- Kuuluvainen T. 2016: Conceptual models of forest dynamics in environmental education and management: keep it as simple as possible, but no simpler. *For. Ecosyst.* 3: 18. <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0075-6>
- Mauri A., Strona G. & San-Miguel-Ayanz J. 2016: A high-resolution pan-European tree occurrence dataset. *figshare. Collection.* <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.c.3288407.v1>
- Mauri A., Strona G. & San-Miguel-Ayanz J. 2017: EU-Forest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. *Sci Data* 4, 160123 (2017) <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.123>



- Marchi M., Castellanos-Acuña D., Hamann A., Wang T., Ray D. & Menzel A. 2020a: ClimateEU, scale-free climate normals, historical time series, and future projections for Europe. *Scientific Data* 7: 428. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00763-0>
- Marchi M., Castellanos-Acuña D., Hamann A., Wang T., Ray D. & Menzel A. 2020: ClimateEU: Scale-free climate normals, historical time series, and future projections for Europe. *figshare*. Collection. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.c.4846122.v1>
- Mátyás Cs., Berki I., Bidló A., Csóka Gy., Czímber K., Führer E., Gálos B., Gribovszki Z., Illés G., Hirka A. & Somogyi Z. 2018: Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests* 9: 489. <https://doi.org/10.3390/f9080489>
- Mátyás Cs., Beran F., Dostál J., Čáp J., Fulín M., Vejvustková M., Božič G., Balázs P. & Frýdl J. 2021: Surprising Drought Tolerance of Fir (*Abies*) Species between Past Climatic Adaptation and Future Projections Reveals New Chances for Adaptive Forest Management. *Forests* 12: 821. <https://doi.org/10.3390/f12070821>
- Rajczak J. & Schär C. 2017: Projections of future precipitation extremes over Europe: A multimodel assessment of climate simulations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 122: 10,773–10,800. <https://doi.org/10.1002/2017JD027176>
- Rehshuh R., Mette T., Menzel A. & Buras A. 2017: Soil properties affect the drought susceptibility of Norway spruce. *Dendrochronologia* 45: 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2017.07.003>
- Sallmannshofer M., Chakraborty D., Vacik H., Illés G., Löw M., Rechenmacher A., Lapin K., Ette S., Stojanovic D., Kobler A. 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>
- Scherrer D., Massy S., Meier S., Vittoz P. & Guisan A. 2017: Assessing and predicting shifts in mountain forest composition across 25 years of climate change. *Divers. Distrib.* 23: 517–528. <https://doi.org/10.1111/ddi.12548>
- Schuldts B., Buras A., Arend M., Vítasse Y., Beierkuhnlein C., Damm A., Gharun M., Grams T.E.E., Hauck M., Hajek P., Hartmann H., Hiltbrunner E., Hoch G., Holloway-Phillips M., Körner C., Larysch E., Lübbe T., Nelson D.B., Rammig A., Rigling A., Rose L., Ruehr N.K., Schumann K., Weiser F., Werner C., Wohlgemuth T., Zang C.S. & Kahmen A. 2020: A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic Appl Ecol* 45: 86–103. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2020.04.003>
- Senf C., Buras A., Zang C.S., Ramming A. & Seidl R. 2020: Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. *Nat Commun* 11: 6200. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19924-1>
- Sousa-Silva R., Verbist B., Lomba Â., Valent P., Suškevics M., Picard O. et al. 2018: Adapting forest management to climate change in Europe: linking perceptions to adaptive responses. *For. Policy Econ.* 90: 22–30. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2018.01.00>
- Spinoni J., Naumann G., Vogt J. & Barbosa P. 2015: European drought climatologies and trends based on a multi-indicator approach. *Glob Planet Change*. 127: 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.01.012>
- Thurm E.A., Hernandez L., Baltensweiler A., Ayan S., Rasztovits E., Bielak K., Zlatanov T.M., Hladnik D., Balic B., Freudenschuss A. et al. 2018: Alternative tree species under climate warming in managed European forests. *For. Ecol. Manag.* 430: 485–497.
- Walentowski H., Falk W., Mette T., Kunz J., Bräuning A., Meinardus C. et al. 2017: Assessing future suitability of tree species under climate change by multiple methods: a case study in southern Germany. *Ann. For. Res.* 60: 101–126. <https://doi.org/10.15287/afr.2016.789>
- Wunderlich R.F., Lin Y-P., Anthony J. & Petway J.R. 2019: Two alternative evaluation metrics to replace the true skill statistic in the assessment of species distribution models. *Nature Conservation* 35: 97–116. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.35.33918>
- Zscheischler J. & Seneviratne S.I. 2017: Dependence of drivers affects risks associated with compound events. *Sci. Adv.* 3: e1700263. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700263>
- Zscheischler J., Westra S., van den Hurk BJJM, Seneviratne SI, Ward PJ, Pitman A et al. 2018: Future climate risk from compound events. *Nat. Clim. Change* 8: 469–477. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0156-3>

Érkezett: 2022. október 05.

Közlésre elfogadva: 2023. március 10.