

37. OTDK Biológia Szekció

Erdőssztyepp élőhelyek regenerációja különböző vegetációfejlődési útvonalak mentén

Készítette:

Hegyesi Anna

II. évfolyamos Biológia MSc szakos hallgató

Szegedi Tudományegyetem

Természettudományi és Informatikai Kar

Ökológiai Tanszék

Témavezető:

Dr. Tölgyesi Csaba

egyetemi adjunktus

Szeged

2025

Tartalomjegyzék

Absztrakt.....	3
1. Bevezetés.....	4
1.1 Globális krízis helyzet.....	4
1.2 Erdőssztyepp élőhelyek jellemzői	4
1.3 Erdőssztyepp kialakulása.....	5
1.4 Erdőssztyeppek biodiverzitása	7
1.5 Eurázsiai kiterjedés, Európa erdőssztyeppjei	8
1.6 Magyarországi erdőssztyeppek	9
1.7 Az erdőssztyeppek jelenlegi állapota és veszélyeztető tényezői.....	10
1.8 Erdőssztyeppek kezelése, regenerációja	12
2. Célkitűzések	13
3. Anyag és módszerek	15
3.1 Kutatási terület.....	15
3.2 Adatgyűjtés.....	17
3.3 Adatelemzés	17
4. Eredmények.....	19
5. Diskusszió.....	25
6. Köszönetnyilvánítás.....	28
7. irodalomjegyzék	29

ABSZTRAKT

Legfrissebb kimutatások szerint a Föld szárazföldi élőhelyeinek 75%-át jelentősen átalakítottuk vagy teljesen elpusztítottuk. Ezt felismerve az ENSZ a 2020-as éveket az élőhely-restauráció évtizedének kiáltotta ki, és az EU-ban idén lépett életbe az Élőhely-helyreállítási Rendeletet, mely minden tagország számára grandiózus előírásokat fogalmaz meg. Mivel hazánk a Pannon biogeográfiai régió nagy részét adja az EU-ban, a rá jellemző élőhelyeket csak mi tudjuk helyreállítani. Ezek közül kiemelkedő potenciális területtel rendelkezik az ún. erdős sztyepp, mely gyepes és fás élőhelyfoltok dinamikus mozaikjából áll. Jelen kutatásban arra kerestük a választ, hogy milyen útvonalon képes a leghatékonyabban regenerálódni az erdős sztyeppre jellemző fajgazdag növényzet. Vizsgáltunk (i) zárt lombkoronájú faültetvényekből kiinduló, fokozatosan felnyíló állományokat, (ii) felhagyást követően fokozatosan záródó gyepeket, és (iii) felhagyott szántókat, melyeken a gyepi és fás elemek egyszerre kolonizálhatnak. Minden típus esetén négy korosztályt különítettünk el (30-40, 40-50, 50-60 és 60-70 éves), melyekből 3-5 állományt kerestünk fel, és bennük egy 40×40 m-es területen teljes fajlistát készítettünk, illetve 6 db random elhelyezett 2×2 m-es kvadrátban cönológiai felvételekkel mintáztuk a növényzetet. Ezen felül nyolc érintetlen erdős sztyepp foltot is mintáztunk referenciaként. Az erdős sztyeppre specifikus őshonos gyepi fajokból a felnyíló útvonal esetén eleinte igen kevés volt, de 40×40 m-en intenzív növekedéssel a legidősebb korosztályra elérte a két másik útvonalat, és már egyik sem tért el a referenciaszinttől. A kis, 2×2 m-es léptékben a növekedés szintén megfigyelhető volt, de a referencia szintet a felnyíló állományok még nem érték el. Erdőspecifikus növényfajok esetén a gyepi útvonalon nem tapasztaltunk növekedést a korral egyik léptékben sem. Szántók esetén igen, de végül nem érte el sem a referencia, sem a felnyíló állományok szintjét, mely utóbbiak nem különböztek egymástól.

Összefoglalva tehát elmondhatjuk, hogy a három elterjedt regenerációs útvonal közül a leghatékonyabb a korábban zárt faállományok felnyílása, bár szántókon is intenzív regenerációs folyamatokat tapasztaltunk. A korábbi zárt gyepi múlt azonban jelentős mértékben képes lassítani az élőhelymozaik helyreállítását. Ennek fényében a Nemzeti Élőhely-helyreállítási Tervben a gazdaságtalan erdőállományokra érdemes a legnagyobb hangsúlyt fektetni az erdős sztyepp élőhelyek rekonstrukciója során.

1. BEVEZETÉS

1.1 Globális krízis helyzet

Napjainkra a szárazföldi élőhelyek 75%-a megsemmisült vagy súlyosan degradálódott az antropogén hatások következtében (IPBES, 2019). Az IPBES 2019-es globális értékelő jelentésében felhívta a figyelmet arra, hogy a biodiverzitást veszélyeztető tényezők egyre fokozódtak az elmúlt évtizedekben. A városok, utak, intenzív mezőgazdasági területek stb. terjeszkedésének társadalmi és környezeti költségei vannak, például erdőirtás, fragmentálódás, biodiverzitás csökkenése, az őslakosok kiszorítása. A CBD (Convention on Biological Diversity), beleértve az Aichi Biodiverzitási Célokat és az UNDP (United Nations Development Programme) is több biodiverzitás helyreállítással, megőrzéssel stb. kapcsolatos, 2020-ra illetve 2030-ra teljesítendő célt tűzött ki, egyéb természetvédelmi stratégiák mellett. Az Egyesült Nemzetek Szervezete kijelentette, hogy sosem volt még ilyen sürgős az ökoszisztémák helyreállítása, így a 2020-as évtized az ökoszisztémák helyreállításáé (ENSZ Környezetvédelmi Ügynökség 2019), illetve az Európai Unió 2030-ig tartó időszakra létrehozta a Biodiverzitási Stratégiát a biológiai sokféleség csökkenést kiváltó okok mérséklésére és megszüntetésére. Mivel hazánk jelentős része az erdőssztyepp zónába tartozik (Erdős et al. 2018), ez az a vegetációtípus, melynek megőrzése és helyreállítása az egyik legfontosabb feladatunk a fenti célokhoz való hozzájárulásként.

1.2 Erdőssztyepp élőhelyek jellemzői

Az erdőssztyepeket négy fontosabb tényező alapján határozzuk meg: 1. térbeli átmeneti helyzet erdők és fátlan sztyeppék között, 2. félszáraz (szemiarid) vagy enyhén csapadékos (szemihumid) éghajlat, 3. mozaikos fiziognómia, 4. sajátos, az adott élőhelytípusra jellemző mozaikos talajjellemzők (Erdős et al., 2018). A tényezők önmagukban nem elegendők ahhoz, hogy egy területet az erdőssztyeppek közé soroljunk, avagy egy-egy tényező be nem teljesülése esetén épp ellenkezőleg, onnan kihúzzunk. Az erdőssztyeppek meghatározásához szükség van a klimatikus és a fiziognómiai jellemzőkre is. A térbeli átmeneti helyzetet nem minden helyen a zárt erdők és sztyeppék váltakozása adja, a Tibeti Fennsík Észak-Keleti részén elterülő Qilian-hegységben például az alsó, szárazabb fa határ alatt sivatagi sztyepp, a felső,

hidegebb fa határ felett pedig szintén nyílt gyepek jellemzők (Walter és Breckle, 1989). Mérsékelt égövön, a nedves éghajlat az erdők, míg a szárazabb viszonyok a gyepek fennmaradását teszik lehetővé. A szemiárid vagy szemi-humid klíma ennél fogva azt eredményezi, hogy erdők és gyepek mozaikos elrendeződését figyelhetjük meg (pl. Borhidi, 2002; Djamali et al., 2011). Legszembetűnőbb jellegzetességük a mozaikos elrendezés lehet, mely nagyobb léptékű, kiterjedt erdő és gyepterületekkel rendelkező makromozaikos, de finom léptékű, akár egy-egy magányos fából álló erdőfolttal mikromozaikos megjelenéssel egyaránt előfordulhat (Erdős et al., 2015). Talajjellemzők tekintetében a legelterjedtebb, hogy az erdő élőhelytípus erdő talajon, a gyepterület pedig csernozjom talajon található (pl. Zech et al., 2014). Mindezek lehetővé teszik, hogy az erdőssztyepek önálló növényzeti övként forduljanak elő.

Az erdőssztyepek élőhelyeken megfigyelhetünk egy sajátos térbeli elrendeződést, amiben a fás és fátlan területek váltakoznak, ugyanis az egyes élőhelytípusok kiterjedése nem mindig állandó (Erdős et al., 2015). Hosszútávú dinamika jellemzi ezeket az élőhelyeket, ahol bizonyos időintervallumon belül a vegetációs komplexek stabilak maradnak, az élőhelytípusok aránya és helyzete állandó, a területek időben ciklikusan váltják egymást, vagy egyinyárú változáson mennek keresztül. Ezen területek dinamikus szerkezete miatt kiváló indikátorai lehetnek a környezet változásainak (Kitzberger, 2012). Egyirányú változások szerte a világon általánosak az ökoszisztémában és a legtöbb esetben a fás szárú fajok gyepterületre való bejutását jelenti (pl. Brook és Bowman 2006), mely gyakran biodiverzitás csökkenéssel jár (Centeri et al., 2009). Homoki erdőssztyepeknél például a legtöbb ritka, reliktum, endemikus faj a gyepterületen található, ami a fák behatolásával járó erdő kiterjedésével és a gyepterületének csökkenésével veszélybe kerül (Erdős et al., 2015). Az egyirányú változás a gyepterület javára is történhet. A Pannon régió száraz területein a hőmérséklet emelkedése, a csapadék csökkenése és a talajvízszint süllyedése a homoki erdőssztyepek gyepterületeinek kiterjedését segíti elő (Erdős et al., 2015), mi több, ebben az erdőssztyepek régióban az erdők regenerációja nehézkes, főleg a tölgy fajok szempontjából (Erdős et al., 2014).

1.3 Erdőssztyepek kialakulása

Erdőssztyepek élőhelyek természetes módon klimatikus-, domborzati és talajviszonyok hatására, természetes erdőtüzek következtében, esetleg megaherbivórok taposása, legelése miatt alakulnak ki, majd az állandó biotikus zavarás miatt kialakul ellenálló képességük a

beerdősődéssel szemben (Vera 2000). Antropogén hatás miatt is létrejöhetnek ilyen élőhelyek égetés, legeltetés, erdőirtás vagy lecsapolás következményeként. A fentebb említett tüzek például oly módon tartják fenn a mozaikosságot, hogy az idős, természetes fákat ugyan nem, de a magoncokat képesek elpusztítani, ezzel korlátozva az erdő terjeszkedését. Az emberi tevékenységek, mint a földművelés és az állattenyésztés, már a Kr.e. VII-VI. évezredtől hatást gyakoroltak a táj fiziognómiájára, mely az idő előrehaladtával csak még jelentősebb lett. Később a fellendülő fémkorszakokban a faanyagra való igény is hozzájárult az erdők kitermeléséhez (Molnár et Kun 2000). Észak-nyugat Romániában például a kora és közép holocén időszakban 50-60%-os fás borítottság volt jelen, melyet a bronzkori ember, ezelőtt kb. 3500 évvel látványosan lecsökkentett (Feurdean et al., 2015).

A zonálisnak tekintett erdőssztyeppeket a makroklíma határozza meg, míg ezen a zónán kívül a helyi tényezők, mint a vízellátottság, domborzatból fakadó égtáji kitettség vagy egyéb mikroklimatikus jellemzők is eredményezhetnek mozaikos elrendeződést (Erdős et al., 2018). Ez utóbbiakat extrazonális erdőssztyeppeknek nevezzük. Ezek mellett a fás és lágyszárú növények közötti kompetíció és facilitáció is hozzájárul az erdő és gyepek élőhelyek együttéléséhez. Erdőssztyeppeket kialakíthatnak talajtani tulajdonságok is, ilyenkor edafikus erdőssztyeppékként említjük őket (Molnár és Kun 2000).

A Kárpát-medencében a tapasztalatok szerint az utóbbi évtizedekben spontán erdősülni kezdtek a kezeletlen gyepterületek, a facilitáció és az állatok által történő magterjesztés (zoochoria) segítségével (Molnár és Kun 2000). Feljegyzésekből tudjuk, hogy a holocén idején is voltak kiterjedt sztyepp területek, melyek legeltetés és égetés nélkül is képesek voltak fennmaradni, tehát a természetes tényezőket, melyek megakadályozzák a beerdősődést, is figyelembe kell venni. Ezen tényezők közül, melyek főleg természetes eredetűek, hosszútávú vizsgálatokból kiderült, hogy a négyévenkénti tűz és a legelés járul leginkább hozzá az erdős sztyepp nem antropogén eredetű kialakulásához.

A klíma hosszú távú változása is hozzájárul az erdőssztyepp kialakulásához (Molnár és Kun 2000). A Kr.u. VIII-IX. század hosszú, száraz időszakát a XII. században egy jóval csapadékosabb időszak követte, melynek következtében Magyarországon a XIV. századra több, kiterjedtebb állóvíz keletkezett. Ez a hűvösödő, egyre csapadékosabb időszak egészen az 1860-as évekig tartott, melyet felmelegedés követett. A kedvezőbb időjárás az erdőssztyeppben domináló fafajok regenerálódását tette lehetővé, kiváltképp a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) állományát, melynek magoncai évekig is képesek ebben a stádiumban várni a kedvező időszakot, mikor növekedésnek indulhatnak. A jelenkori antropogén

klímaváltozás várhatóan szintén hatással lesz az erdőssztyepp állományainkra, és feltehetően a jelenleg zárt erdőzónák erdeinek felnyílásával potenciális elterjedési területük növekedni fog (Mátyás et al. 2018).

1.4 Erdőssztyepppek biodiverzitása

Az erdőssztyepppekre igen magas biodiverzitás jellemző, mivel az erdő, gyepp és szegély élőhelytípusok eltérő környezeti jellemzőkkel rendelkeznek, és ez a vegetáció struktúrájának és a florisztikai összetételének heterogenitását eredményezi (pl. Anenkhonov et al., 2015; Hais et al., 2016). Az egy típusba tartozó, de különböző nagyságú foltok is eltérő környezeti és vegetációs tulajdonságokkal rendelkeznek, például a kis, közepes és nagy foltokban előforduló lágyszárú fajkészlet igen eltérő lehet (Erdős et al., 2016). A foltok belsejének vegetációja és annak pereme közötti különbség pedig a szegély, mint önálló élőhelytípus jelentőségét hangsúlyozza. Az erdőssztyepppekre tehát egy többszintű térbeli heterogenitás jellemző, melyben az egyes folttípusok önálló fajkészlete összeadódva eredményezi a magas gamma-diverzitást (pl. Kamp et al., 2016; Erdős et al., 2013), amit az Altai-hegységtől a Kárpát-medencéig számos vizsgálat alátámaszt (Chytrý et al., 2012). A gyepi és a cserjeszinti fajok diverzitása függ a lombkorona borításától. Amennyiben az viszonylag nyitott, több xerofil sztyeppi faj is megjelenik az alacsonyabb szinteken (Erdős et al., 2015), míg egy zártabb lombkorona alatt kialakuló mezofil élőhelyi viszonyok a nedvesebb körülményeket kedvelő növények számára is lehetővé teszi a fennmaradást. Tipikusan a szegélyek diverzitása a legmagasabb, ugyanis az ott található foltok fajain kívül megtalálhatóak benne ritka, csak szegélyekre jellemző fajok is (pl. Erdős et al., 2015).

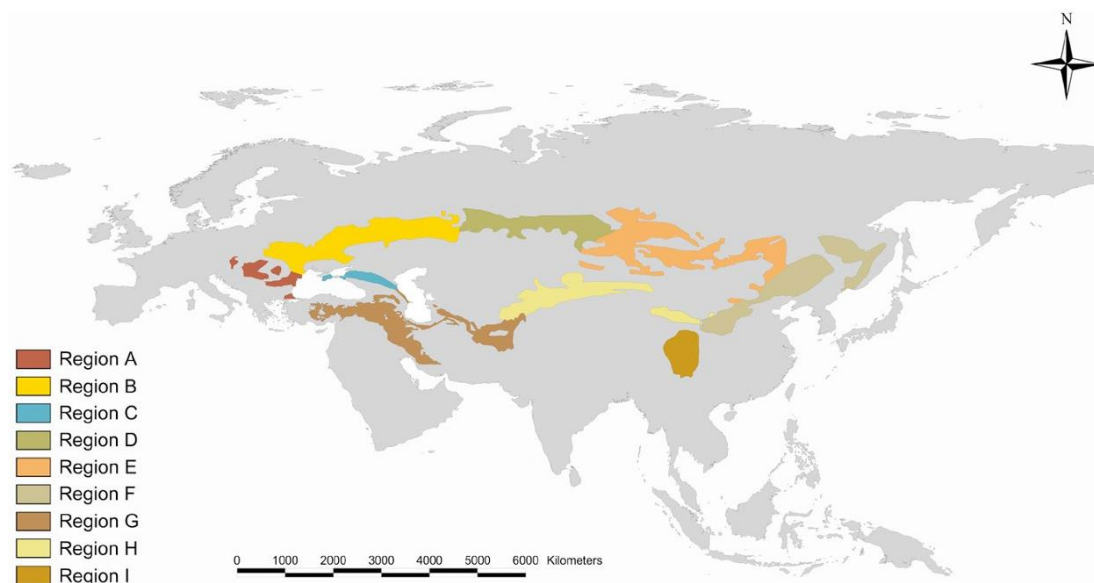
Az erdőssztyepppekre többnyire magas funkcionális diverzitás jellemző. Akkor nevezünk funkcionálisan diverznek egy közösséget, ha a közösségen belül a fajok különböző jellegekkel (traitekkel) rendelkeznek, melyek meghatározzák milyen tápanyagot fogyasztanak, vagy milyen forrásokat használnak, illetve, hogy milyen szerepük van az anyagkörforgásokban, hogyan hatnak vissza környezetükre, milyen kapcsolatokat tartanak fenn más trófikus szintek populációival stb., tehát milyen funkciót töltenek be az ökoszisztémában. Ez egyrészt annak köszönhető, hogy mind az erdő, mind a gyepi élőhelyeken többszintű vegetáció van jelen, ami különböző életmódot folytató fás és lágyszárúakat is tartalmaz. A gyeppen például magasabb és alacsonyabb lágyszárúak, valamint mohák és zuzmók is találhatóak. Rizómás és zsombékos

megjelenésű fajok egyaránt előfordulnak, köztük sok N-fixáló faj (Erdős et al., 2018). Másrészt a természetes diszturbanciával (pl. legelés és tűz) szemben kialakult stratégiáknak köszönhetően is fokozódik a funkcionális diverzitás az ökoszisztémában (pl. Krüschner és Parolly, 2012). A funkcionálisan diverzebb, de fajok szintjén alacsony relatív gyakoriságú közösségek sérülékenyek is, mivel könnyen elvesztenek olyan fajokat, melyek a közösségben sajátos funkcióval rendelkeznek. A növényi funkcionális típusok (PFTs = plant functional types) redundanciájának növekedése növeli az ökoszisztéma működésének megbízhatóságát és ellenálló képességét, ezzel segíti fenntartani a különféle ökológiai funkciókat.

1.5 Eurázsiai kiterjedés, Európa erdőssztyeppjei

Erdőssztyeppel legnagyobb kiterjedésben Euráziában találkozhatunk, de megfelelő klimatikus és élőhelyi viszonyok mellett megtalálhatóak Észak- és Dél-Amerikában is. Euráziában mintegy 2,9 millió km²-t fednek le (ez attól függően változhat, hogy pontosan mit tekintünk erdőssztyeppnek) a tengerszinttől egészen 3500 m-es magasságig, síkságokon, dombságokon és hegyvidékeken egyaránt (Erdős et al., 2018).

A Márvány-tengertől a Tien Sanig húzódó középvonal mentén északi és déli területekre oszthatjuk az erdőssztyepeket (1. ábra) (Erdős et al., 2018). Az északi részek a Kárpát-medencétől az orosz Távol-Keletig tartanak, mezofilabb karakterű sztyeppék és erdők között terülnek el, ebből adódóan az erdőssztyepek viszonylag mezofilak, zárt sztyeppékké, általában kiterjedt erdőfoltokkal. A déli részek Közép-Anatóliától a Tien Sanig tartanak (Zlotin, 2002), jellemzően átmeneti zónában jelennek meg, az erdőssztyepek itt szárazabbak, a gyepterületek nyíltak, sokszor magányos fákból álló erdőfolttal (Erdős et al., 2018). Hosszanti kiterjedése mintegy 9000 km-en át a Kárpátok legnyugatibb részétől az oroszországi Amur-alföldig, valamint mindkét sávjában átlagosan 300-400 km szélesen északon az Ural-hegységtől, délre Irán Zagrosz-hegységéig lenyúlik. A szélességi éghajlati grádiens mentén dél felé szárazodás figyelhető meg. A sztyeppeti zóna felé a fajgazdagság és a faborítás csökken, a sztyeppék kiterjednek, az erdők pedig beszűkülnek. A longitudinális grádiens mentén a kontinentalitás Belső-Ázsia felé növekszik, mely az éves csapadékmennyiség és az éves középhőmérséklet csökkenését eredményezi, azonban a közepes hőingás nő. Erdős et al. (2018) az eurázsiai erdőssztyepeket kilenc főbb régióra osztották a florisztikai és fiziognómiai, illetve a domborzati és éghajlati jellemzők alapján (1. ábra).

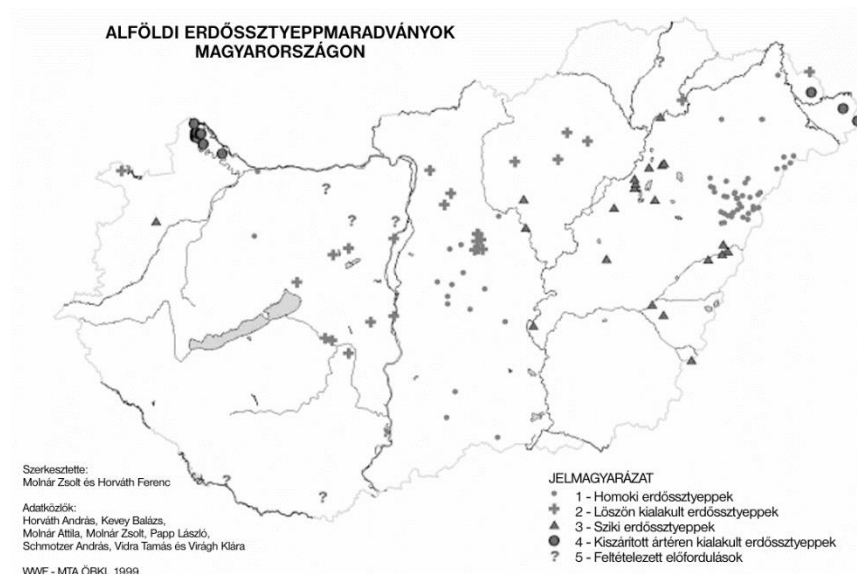


1. ábra: Az erdőssztyepek elterjedése Euráziában. Az eltérő színekkel jelzett régiók a következők: (A) Közép- és Délkelet-Európa, (B) Kelet-Európa, (C) Észak-Kaukázus és a Krím-félsziget, (D) Nyugat-Szibéria és Észak-Kazahsztán, (E) Belső-Ázsia, (F) Távol-Kelet, (G) Közép-Kelet, (H) Közép-Ázsia és Délnyugat Belső-Ázsia (I) a Tibeti-fennsík keleti része. Forrás: Erdős et al. (2018).

1.6 Magyarországi erdőssztyepek

Hazánkban 200 évvel ezelőtt 3,7 millió hektár területet foglaltak el az erdőssztyepek melynek mennyisége mára 250.000 hektárra csökkent (Molnár et al., 2012). A fennmaradó területnek csupán 5,5%-a, azaz 12.550 hektár tekinthető természetes állapotúnak. Elhelyezkedés szerint beszélhetünk alföldi, hegylábi és hegyvidéki erdőssztyepekről. Ezek az élőhelyek kialakulhatnak homokon, löszön vagy szikes talajon egyaránt (2. ábra). Az európai, így a hazai erdőssztyepeket sok évszázadon át érte emberi behatás, melyek jócskán változtak természetes állapotukhoz képest (Ellenberg és Leuschner, 2010), ezeket másodlagos erdőssztyepekként nevezik. Klimatikus viszonyaikat tekintve kontinentális és szubmediterrán erdőssztyepeket különítünk itt el. A kontinentális erdőssztyepekre kettős szemiarid periódus jellemző, 10 °C alatti évi középhőmérséklettel és júliusban tetőző csapadékmaximummal, vegetációját szárazabb és üdőbb lombos erdők és magasfüvű sztyepprétek alkotják. Ezzel szemben a szubmediterrán erdőssztyepekre 3-4 hónapos szemiarid periódus jellemző, 10 °C fölötti évi középhőmérséklettel, valamint júliusi és októberi, kettős csapadékeloszlási maximummal. A szubmediterrán erdőssztyepekben száraz, szubkontinentális tölgyesek, szubmediterrán és szubkontinentális alacsony- és magasfüvű gyepekkel alkotott mozaikja figyelhető meg. A Kárpát-medence kontinentális makroklímája a jégkorszak után

szubmediterrán hatás alá került, így az erdőssztyeppек jelentős része a szubmediterrán erdőssztyeppеккез tartozik (Borhidi, 2002; Molnár és Kun 2000).



2. ábra: Jó állapotú erdőssztyepp erdők előfordulása Magyarországon (Molnár et Kun 2000).

1.7 Az erdőssztyeppек jelenlegi állapota és veszélyeztető tényezői

Antropogén hatásoknak az eurázsiai erdőssztyeppек nyugati fele volt a leginkább kitéve (Chibilyov, 2002), míg kelet felé a degradáció mértéke csökkent, mivel itt a mezőgazdaság később kezdődött (Zlotin, 2002). Az Ural-hegységtől keletre többnyire megmaradtak az eredeti erdőssztyepp állományok, a nyugati részeken a sztyeppек nagy részét mezőgazdasági művelés alá vonták, idegenhonos faültetvényeket létesítettek rajtuk (pl. fehér akác), az őshonos erdőket kitermelték, és ültetvényekkel helyettesítették (pl. Ambarli et al., 2016; Molnár et al., 2012). A fennmaradó erdőssztyeppек az antropogén hatások következtében (pl. útépités, égetés), súlyosan fragmentálódtak (Smelansky és Tishkov, 2012), és az erdőssztyeppi fajok másodlagos élőhelyekre, mint töltésoldalakra, mezőgazdasági területek szegélyére stb. szorultak vissza (Cizek et al., 2012). Ez a bonyolult ökoszisztéma igen érzékeny a kis változásokra is a foltok arányát és eloszlását illetően (pl. Bartha et al., 2008). Törökország, Irán és Irak területén napjainkban is létező nomád és félnomád pásztor kultúra tudása elősegíti az erdőssztyeppек fennmaradását (pl. Molnár et al., 2014), olyan legeltetési rendszerek kidolgozásával, mely alkalmazkodik a környezeti viszonyokhoz, és megelőzik azok kizsákmányolását (pl. Molnár et al., 2016; Zhang et al., 2007).

Napjainkban az európai erdőssztyepeket leginkább veszélyeztető tényezők az inváziós fajok betelepülése és betelepítése mellett a mezőgazdasági célú élőhelyátalakítás és az intenzív erdészeti tevékenység (pl. Molnár et al., 2008; Smelansky és Tishkov, 2012). Idegenhonos fajok betelepülhetnek emberek által, ültetvények létrehozása céljából, ipari felhasználásra, akár díszfaként is (pl. akác, kései meggy, bálványfa, vöröstölgy stb.), de terjeszkedhetnek spontán is, és a degradált élőhelyeken igen gyorsan képesek terjedni.

Az erdőgazdálkodási tevékenységek, mint a tűzifa előállítás vagy faszéntermelés, illetve a mezőgazdaság fejlődésével, növekedésével járó túllegeltetés, valamint az útépítés az erdőssztyepek fragmentációját, degradációját okozzák. Továbbá a gazdálkodás fejlődése a hagyományos, ökológiai szempontból előnyös legeltetés, sarjztatás és hasonló módszerek eltűnését jelenti, mely korábban hozzájárult az erdőssztyepek mozaikos megjelenéséhez (Molnár et Kun 2000).

A 20. századtól kezelésként elterjedt tarvágás többet ártott, mint használt (Molnár és Kun 2000). A nagy kiterjedésű területen végzett irtás egykorú állományokat eredményezett, mely az erdőssztyepek természetes dinamikáját akadályozták meg, a cserjeszint vegetációja és az elegyfák és a gyepi élőhelytípusok is eltűntek. A tarvágást követően a területeket intenzíven kezelik, melynek során a gépek tömörítik, és a keletkezett hulladék elégetése pedig módosítja a talajt, mely változást idéz elő az érzékeny ökoszisztémában.

A klímaváltozásnak jelenleg is figyelhetünk meg hatásait. Bár nem tartozik még a leginkább veszélyeztető tényezők közé, de az ökoszisztéma érzékenysége miatt a szárazodás, az aszályos időszakok kitolódása, a csapadék mennyiség csökkenése nagy változásokat eredményezhet (Erdős et al. 2018). Előreláthatóan a foltok fajösszetételének megváltozása, a mozaikos mintázat megváltozása, azaz egyes foltok zsugorodása vagy kiterjedése a másik rovására, illetve egyes folttípusok eltűnése várható. A szárazság fokozódása a gyepeken a fajdiverzitás csökkenését, továbbá a mediterrán (Thuiller et al., 2005) és az egynyári fajok arányának növekedését okozza (Bartha et al., 2008). Feltevések szerint az erdőfoltok mérete és borítása csökkenni fog (Kovács-Láng et al., 2000; Xu et al., 2017), különösen a kisebb erdőfoltok rovására, mivel ezek rezilienciája gyengébb, mint a nagyobbaké (Xu et al., 2017). A folyamatos felmelegedés és szárazság a növényzeti övek eltolódásához vezet, Eurázsia több részén északi irányú elmozdulást prediktálnak (pl. Ishii et Fujita, 2013; Kamp et al., 2016). A klímaváltozás nemcsak közvetlen (pl. csapadék mennyiség csökkenés), hanem közvetett módon, más faktorokkal kombinációban is (pl. földhasználat, biológiai invázió) hatással lehet az ökoszisztémára. Megváltoztathatja a fajösszetételt a foltokon belül, a foltok zsugorodását,

kiterjedését idézheti elő valamelyik javára, de akár foltok eltűnését is eredményezheti (Erdős et al., 2018).

1.8 Erdőssztyepek kezelése, regenerációja

Az erdőssztyepek gazdag biodiverzitású ökoszisztémákként természetvédelmi szempontból kiemelt fontosságú növényeknek, endemikus és veszélyeztetett fajoknak biztosítanak élőhelyet (Erdős et al., 2015, Fekete et al., 2014). Egyedülálló dinamikája miatt a kismértékű antropogén tevékenység vagy abiotikus környezeti változás is degradációt okozhat. Hazánkban jelenleg a legnagyobb kiterjedéssel a homoki erdőssztyepek rendelkeznek, melyek erdei az Alföldön kevesebb mint 3000 ha jó állapotú területet foglalnak el, a sziki és löszön található erdőssztyepek erdei pedig körülbelül 600-600 ha kiterjedésű területet fednek le (Molnár és Kun 2000).

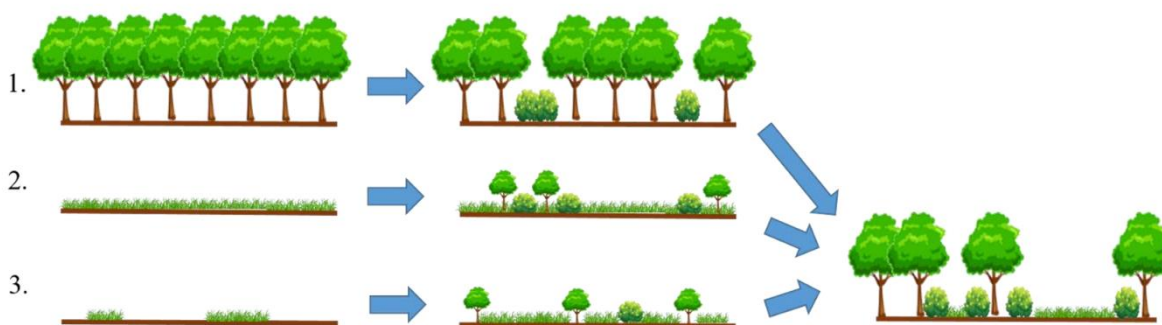
Az erdőgazdálkodás általi kitermelés látványossága miatt az erdei élőhelytípus védelmére nagyobb hangsúlyt fektettek (Molnár és Kun 2000). Kezelés szempontjából az erdőssztyepp élőhelyek gyepi a diverzitásuk fenntartása és a fásszárúak túlzott benyomulásának meggátolása céljából legeltetéssel kezelhetők. Laza talaj esetén (különösen homokon) a gazdasági hasznosításuk viszont kevésbé javasolt, a természetvédelmi kezelőnek inkább az inváziós fajok kordában tartását kell biztosítania. Az erdei élőhelytípus, természetközeli állományok esetén az inváziós fafajok eltávolításán kívül más kezelést alig igényel, viszont az erdőssztyepp élőhelyeken telepített, őshonos fafajú gazdasági erdők természetbarát kezelésével sokat tehetünk azok természetvédelmi értékének növelése érdekében. A fentebb említett tarvágásnál természetközelibb eredményt lehetne elérni lékek vágásával és örökerdő üzem mód alkalmazásával, fenntartva a mikromozaikos jelleget, és így az erdő sem lenne egykorú, és elegyfajok is nagyobb arányban maradhatnának fenn. A keletkezett hulladékot érdemes minimálisan eltávolítani, és kerülni az égetést, és a talajsebzést. Az ültetett fajokat célszerű úgy megválogatni, hogy az az adott erdőssztyeppre jellemző legyen, illetve ajánlott törekedni a természetes jellegű elrendezésre. Javasolt a magoncokat veszélyeztető gyomfajok mechanikai úton való eltávolítása a kémiai helyett, valamint utókezelés során a tájidegen fajokat visszaszorítani. Az erdőfoltok helyreállítása azért is fontos, mert aszály idején refúgiumként képesek szolgálni a gyepi fajok számára, így átsegítve a gyepet a száraz perióduson és elősegítve későbbi regenerálódását (Bartha et al., 2011), és hozzájárulnak a szegélyek diverzitásához (Erdős et al., 2018)

2. CÉLKITŰZÉSEK

Az erdőssztyepek kezelési gyakorlatainak fejlesztése önmagában nem elég, az elvesztett állományok helyreállítására is szükség lehet. Több rekonstrukciós módszer is van gyepek és erdők izolált helyreállítására, de nem biztos, hogy ezek jól működnének azok mozaikjának, azaz az erdőssztyepek egészének helyreállítására is. Ilyen komplex helyreállítások irodalmi adatok alapján még elvétve fordultak eddig csak elő (de lásd pl. Kövendi-Jakó et al. 2019.), így jelenleg elég hiányosak az ismereteink.

Kutatásunk célja, hogy azonosítsuk az időben és gazdasági szempontok szerint leghatékonyabb erdőssztyepp helyreállítási megoldást különféle vegetációfejlődési útvonalak összehasonlításával. A kívánt állapotot több útvonalon keresztül is el lehet érni, dolgozatomban ezek közül háromféle, valós szituációkban is releváns útvonalat vizsgáltunk (3. ábra):

1. Zárt lombkoronájú ültetett erdő a kiindulási állapot, mely fokozatosan felnyílik, ezzel teret enged a szegély, majd később az elkülöníthető gyepp kialakulásának.
2. Korábban extenzíven kezelt gyepek, melyek felhagyását követően fokozatosan megtelepedhetnek fásszárú fajok.
3. Felhagyott szántó, melyet fás és lágyszárú fajok akár egyszerre is kolonizálhatnak, azaz az erdőssztyepp élőhelyek egyik típusa sem volt jelen a kiinduláskor.



3. ábra: Alternatív erdőssztyepp regenerációs útvonalak. 1: erdőből felnyíló; 2: gyeptől záródó; 3: szántóból (kvázi nudumból) helyreálló.

A lehetséges három útvonal (trajektória) mindegyike valós relevanciával bír, mivel számos erdőssztyepp élőhelyen nagyarányú erdősítéseket végeztek, azaz a célállapotnál nagyobb faborítású területek elterjedt kiindulási állapotul szolgálhatnak (Magyar P. 1961; Tölgyesi et al. 2021). Ezzel párhuzamosan más pontokon legeltetés céljából fátlanítottak, vagy

szántóföldi művelés céljából teljesen átalakítottak. Különösen a Szocialista Blokk felbomlását követően az állattartás háttérbe szorult, és számos gyenge termőképességű szántót felhagytak (Biró et al. 2013), így ezeken az útvonalakon is kiterjedt területeken indulhatott meg a regeneráció, és indítható meg a jövőben is.

A vizsgálattal egy átfogó képet szerettünk volna kapni az erdőssztyepek regenerálódásának menetéről a különböző útvonalak mentén, mely tudást lokális és globális szinten is fel lehet használni az erdőssztyepp helyreállítási stratégiákhoz. Mind a három útvonalon az erdőssztyepp vegetáció struktúra irányába történő, de különböző mértékű javuló tendenciát vártunk.

3. ANYAG ÉS MÓDSZEREK

3.1 Kutatási terület

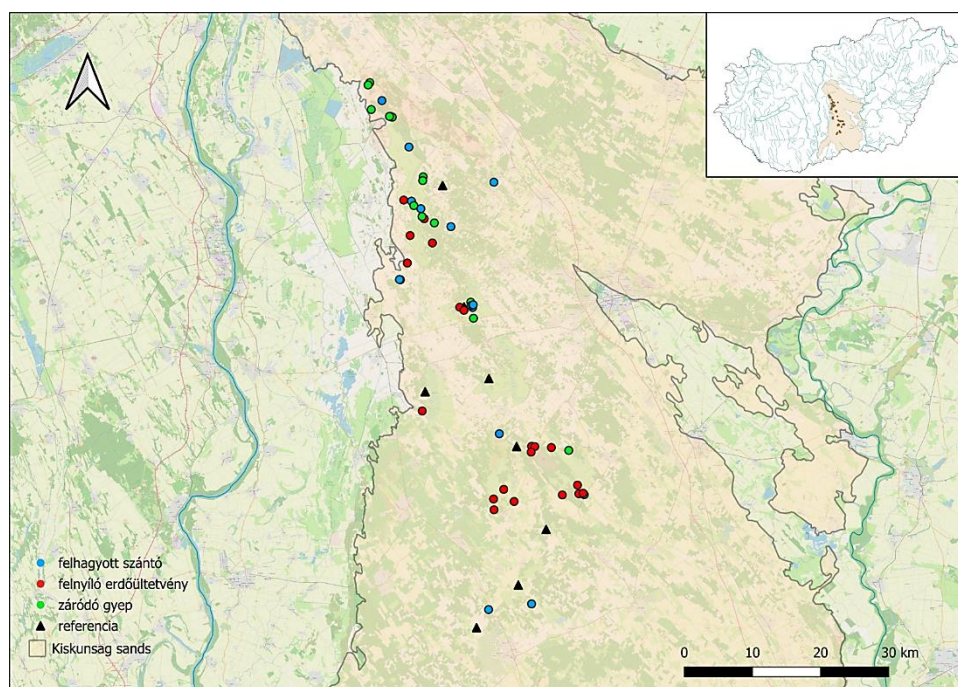
Vizsgálatunkat a Duna-Tisza közti homokhátságon végeztük, mely egy közel 1 millió hektáros, korábban többnyire edafikus erdőssztyeppel borított régió (Tölgyesi et al. 2021). Éghajlata szubkontinentális, de jelentős szubmediterrán hatás is jellemzi. Az évi középhőmérséklet 11 és 12 °C között van (Tölgyesi et al., 2020), az évi átlagos csapadékmennyisége 520-580 mm, melynek több mint 50%-a április és szeptember között hullik (Dövényi, 2010; Erdős et al., 2023). A felszínét humuszban szegény, gyenge vízmegtartó képességű, durva szemcseméretű, meszes homoktalaj borítja (Várallyay, 1993).

A 19. század közepétől a 20. század közepéig a homokhátság egyre nagyobb területei kerültek mezőgazdasági művelés alá, ez volt a tanyasi gazdálkodás korszaka, és 1956-ra már 56% volt a szántók kiterjedése (Harmati 1994). Az 1950-es évektől kezdték felszámolni a tanyavilágot, kialakultak a tanyaközségek. A régióban először az 1790-es években kezdtek fásítani főként fekete nyárral (Kiss 1911), a 19. század második felétől akáccal (Kiss 1892, 1911; Magyar 1961), majd 1947-től újabb tömeges erdősítés indult a futóhomok megkötésére elsősorban fekete és erdei fenyővel (Barányi 1970; Magyar 1961; Babos 1956, Biró és Molnár 1998).

A kiválasztott mintaterületeinken potenciálisan erdőssztyeppes vegetáció a klimax állapot (Erdős et al., 2015), melyben az 50–80%-os borítottságú (Erdős et al., 2024) erdei élőhelyeket fehér nyár (*Populus alba*) dominálja, cserjeszintjét főként közönséges sóskaborbolya (*Berberis vulgaris*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), közönséges boróka (*Juniperus communis*) és közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*) alkotja (Erdős et al., 2023). Jellemző lágyszárúak például homoki ibolya (*Viola rupestris*), hasznos földitömjén (*Pimpinella saxifraga*) és kőmagvú gyöngyköles (*Lithospermum officinale*). Az erdőfoltok néhány 10 m² és 1 ha közötti kiterjedésűek lehetnek (Erdős et al., 2018). Az 5–80%-os borítottságú gyepeket árvalányhaj (*Stipa sp.*) és csenkesz (*Festuca sp.*) fajok dominálják (Tölgyesi et al., 2020; Erdős et al., 2023), további jellemző fajok például, a homoki báránypirosító (*Alkanna tinctoria*), mezei üröm (*Artemisia campestris*), pusztai kutyatej (*Euphorbia seguieriana*) stb. (Erdős et al., 2023; Erdős et al., 2024).

Kutatásunkban 48 olyan regenerálódó területet választottunk ki, melyek a fenti élőhely potenciállal jellemezhetők (4. ábra), de korábban faültetvénné, extenzív legelővé vagy

szántóvá alakították, majd felhagyták, és megindulhatott a spontán regeneráció. A területek kiválasztásához erdészeti és különböző történeti feljegyzéseket, többek között kataszteri térképeket használtunk a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak segítségével. A felhagyás kora szerint rétegeztük a vizsgálati elrendezést: 30–40, 40–50, 50–60 és 60–70 éves korcsoportokkal dolgoztunk. A korcsoportok szerinti felosztást azért kezdtük a legalább 30 éves területekkel, mert az erdők egy-két évtizedesen még fiatalosak, gyakori erdészeti kezelés (pl. nevelővágások, sorközművelés) alatt állnak, és 30 év elteltével fog az erdő kellően zárt lombkoronával rendelkezni, mely jó kiindulást biztosít nekünk az 1-es útvonalhoz. Valamint a felhagyott szántókon spontán szukcesszióval regenerálódó gyepek kezdeti szukcessziós stádiumaiban a 20-30 évnél fiatalabb területeken az össz fajszám ugyan jelentős lehet, de benne lényegesen több ruderalis stratégiát követő gyomfaj is található, míg a fás szárú növények megfelelő felnövéséhez mindenképp szükség van pár évtizedre itt is (Bálint et al., 2014; Kelemen et al., 2010). Tehát a három regenerálódási út mindegyikéhez 16 db területről végeztünk adatgyűjtést, négy területet jelöltünk ki a négy korcsoport mindegyikéhez, így kaptunk 3×16 , azaz 48 db területet. Ezek mellett nyolc érintetlen erdőssztyeppel borított referenciaterületet is kijelöltünk. A legészakibb pont Dabastól nyugatra (N47°10.605', E 019°13.346'), legdélebbi pont Kiskunhalastól észak-nyugatra (N46°27.863', E 019°25.563'), egymástól légvonalban ~80km-es távolságra, keleten Erdőszéplaktól Dél-Nyugatra (N46°38.346', E019°37.882'), legnyugatibb pont pedig Dabastól Dél-Nyugatra (N47°10.422', E 019°13.148') található.



4. ábra: A Duna-Tisza közti homokhátság és a mintaterületeink elhelyezkedése.

3.2 Adatgyűjtés

A 48 regenerálódó és nyolc természetes állapotú állomány mindegyikén egy $40\text{ m} \times 40\text{ m}$ -es mintavételi területet jelöltünk ki, melyről teljes fajlistát és rétegzett random mintavételezéssel 6 db $2\text{ m} \times 2\text{ m}$ -es cönológiai felvételt készítettünk 2023 és 2024 nyarán, mely utóbbi a fajok feljegyzését, és a felszínborításuk százalékos megbecslését jelentette. A rétegzés a jelen lévő élőhelytípusok arányában történt, azaz pl. egy $1/3$ gyeperdő – $1/3$ erdő – $1/3$ cserjés vegetációval jellemezhető mintavételi területen 2-2 cönológiai felvételt készítettünk az egyes élőhelytípusokon. A kétféle mintavételezéssel a célunk a közösségsszerveződés két főbb mozzanatának, a diszperziót követő kolonizációnak és az elterjedésnek ('establishment') a nyomon követése volt a célunk. A megtelepedést követően fajok alacsony egyedszámuk és pontszerű előfordulásuk miatt először csak a teljes fajlistában jelennek meg, míg, ha már jelentősebb állományméretet értek a környezeti és biotikus filtereken túljutva, akkor a kis méretű cönológiai felvételekbe is nagyobb arányban kerülhetnek be.

3.3 Adatelemzés

A terepi munka során detektált fajokat különféle funkcionális csoportokba soroltuk. A teljes fajkészletet felosztottuk ruderalis fajokra (a szukcesszió kezdeti stádiumára jellemző gyomfajok, melyek természetvédelmi jelentőséggel kevésbé bírnak, vagy éppen kedvezőtlenek) és természetközeli élőhelyek fajaira Borhidi (1993) beosztását alapul véve. A természetközeli fajokat Erdős et al. (2023) több mint 400 cönológiai felvételből álló, a teljes homokhátságot lefedő adatbázisát használva gyepi, erdei és szegélyekre jellemző fajok csoportjába soroltuk. A besorolást statisztikai alapon, az R szoftver 'indicspecies' csomagjának (R Core Team, 2023; De Cáceres M, Legendre P, 2009) indikátorfajelemzésre készült 'multipatt' függvényével számoltuk. Ha egy faj két élőhelyre is indikátor volt, mindkettőhöz feltüntettük a későbbi számítások során. Néhány fajt, melyek nem fordultak elő Erdős et al. (2023) adatbázisában, saját tapasztalataink alapján soroltuk be. Azt a néhány fajt (pl. *Carex liparocarpos*), mely egyik élőhely vagy élőhelypár esetén sem volt specialistának tekinthető, nem soroltuk be.

A fajszámok (teljes, természetközeli, gyepi, erdei és szegély) időbeni alakulásának összevetéséhez lineáris modelleket készítettünk az R szoftver 'lm' függvényével. A cönológia esetén a mintaterületenkénti hat felvételt átlagoltuk, így a beágyazott elrendezés helyett ott is minden mintaterületről egy statisztikai adatunk volt. A három trajektória esetén minden fajszámípushoz külön modellt készítettünk és az illesztett értékekhez húzott 95%-os konfidenciaintervallumok átfedése vagy elkülönülése alapján vontunk le statisztikai következtetéseket. A referenciaterületek esetén is átlagot és konfidenciaintervallumot számoltunk, melyeket a regenerálódó típusokkal való összevetésre tudtuk felhasználni.

Mivel hasonló fajszámot eltérő fajkból álló közösségek is mutathatnak, fontos a faji azonosság is, melyet egy ordinációs technikával, ún. főkoordináta-elemzéssel (PCoA) vizsgáltunk a mintáinkon. A fajlista esetén jelenlét/hiány adatokra kidolgozott Jaccard távolságot, a cönológiai felvételekhez pedig tömegességi adatokat is figyelembe vevő Bray-Curtis távolságot alkalmaztunk, és az R szoftver 'vegan' csomagjának (R Core Team, 2023; Oksanen et al., 2024) 'wcmdscale' függvényével készítettük el az ordinációt. Ezen felül kiszámítottuk a regenerálódó állományok fajkompozíciójának referenciától mért különbözőségét a 'vegan' csomag 'vegdist' függvényével. A fajlisták esetén Jaccard, cönológia esetén Bray-Curtis távolságot vettünk. Így minden regenerálódó terület esetén nyolc távolságadatot kaptunk (a nyolc referenciától mérve), melyeket leátlagoltunk, és ezeket az átlagos távolsági adatokat a fajszámokhoz hasonlóan lineáris regresszióval vetettük össze a trajektóriák között.

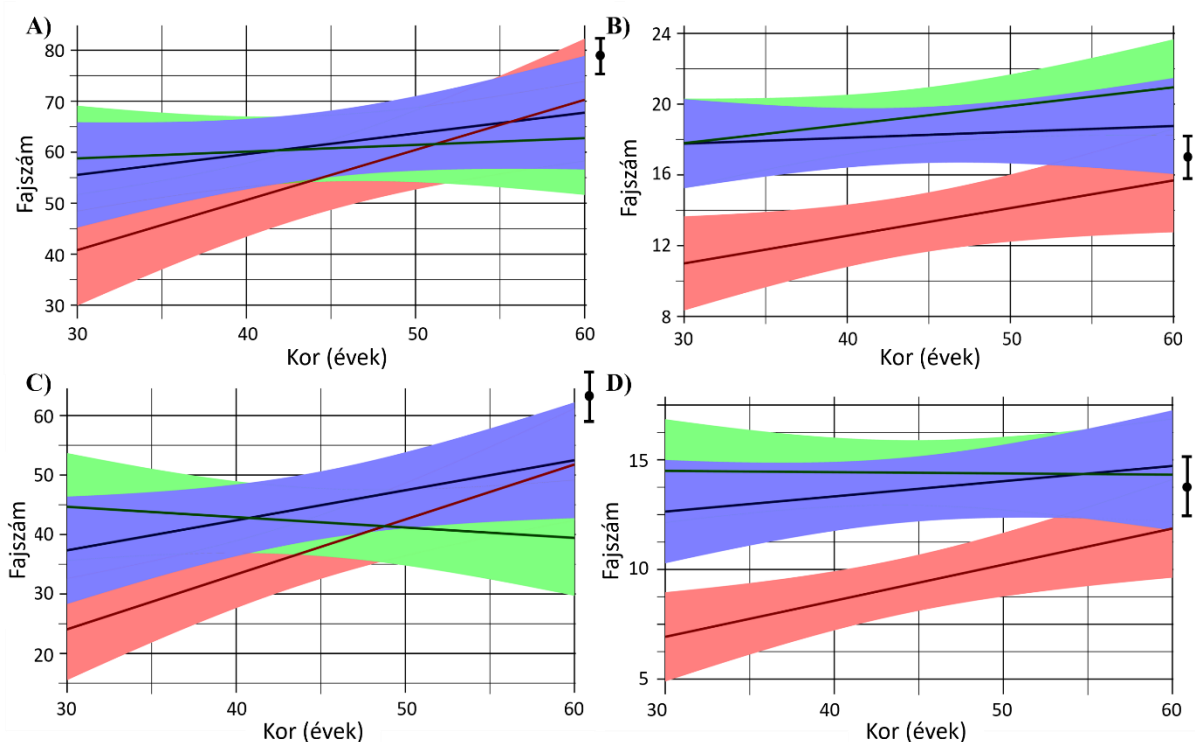
4. EREDMÉNYEK

A 40 m × 40 m-es mintavételi területeken gyűjtött (trajektóriákra bontva lásd: 1. táblázat) teljes fajkészlet mintegy 347 fajt számlált, melyből 119 ruderalis (pl. ragados galaj, betyárkóró), 228 természetközeli élőhelyekre jellemző faj volt. A természetközeliak közül 150 gyephez (pl. homoki báránypirosító, farkaskutyatej), 55 erdőhöz (pl. bugaci nőszőfű, kányazsombor), és 108 szegélyhez (pl. zászlós csüdfű, sokvirágú boglárka) kötődő faj volt. Összesen 36 faj erdőhöz és szegélyhez (pl. gypűrózsa) hasonló mértékben kötődött, valamint 51 fajt egyszerre szegélyi és gyepi (pl. magyar szegfű) fajnak tekintettünk. A kvadrátokból gyűjtött cönológiai felvételekben összesen 296 fajt találtunk meg, ebből 92 ruderalis és 204 természetes faj volt. A természetes fajokból 136 kötődött gyephez, 49 erdőhöz és 97 szegélyhez. Erdőhöz és szegélyhez 32 faj, szegélyhez és gyephez 47 faj egyaránt kötődött.

	Felnyíló erdő	Felhagyott szántó	Záródó gyep	Referencia területek
összes faj	255 (188)	208 (175)	194 (178)	179 (133)
természetes fajok	174 (133)	143 (123)	139 (125)	136 (104)
ruderalis fajok	81 (55)	65 (52)	58 (53)	43 (29)
erdőspecifikus fajok	48 (41)	26 (22)	21 (18)	35 (31)
erdei + szegélyfajok	31 (27)	21 (18)	16 (15)	25 (25)
szegélyspecifikus fajok	87 (62)	66 (55)	61 (52)	71 (59)
szegély + gyepi fajok	39 (23)	33 (26)	35 (29)	34 (26)
gyepspecifikus fajok	107 (79)	104 (89)	106 (98)	89 (65)

1. táblázat: A mintaterületeken vett teljes fajszám, trajektóriákra bontva, zárójelben a cönológiai felvételek fajszáma szerepel.

A 40 m × 40 m-es mintaterületeken vett fajlistán (5. ábra: A) az erdőből felnyíló területek teljes fajszáma szignifikánsan növekedett ($t=3,15$; $p=0,006$; 5. ábra: A), a 60-70 éves területeken az érték már a referencia területhez hasonlóvá vált (melynek konfidencia intervalluma (2. táblázat). A szántóföldből ($t=1,40$; $p=0,182$) és a gyeptől ($t=1,42$; $p=0,686$) regenerálódó területek nem mutattak szignifikáns változást a kor előrehaladával, a szántóból induló területek teljes fajszáma elérte a referencia területek fajszámát, a gyepekből regenerálódóké viszont nem. Ettől némileg eltérve, a 2 m × 2 m-en vett cönológiai felvételekben (5. ábra: B) az összes faj tekintetében egyik terület sem mutatott szignifikáns változást (felnyíló erdő: $t=2,05$; $p=0,054$; felhagyott szántóföld: $t=0,47$; $p=0,646$; záródó gyep: $t=1,23$; $p=0,244$), azonban minden terület elérte a referencia területek kvadrátjainak fajszámát (2. táblázat).



5. ábra: A fajszámok időbeli változása: A, teljes fajlista; B, teljes cönológiai felvétel; C, természetes fajok – teljes fajlista; D, természetes fajok-cönológiai felvétel; piros: erdő, kék: szántó, zöld: gyepek kiindulási állapotok. A sávok 95%-os konfidencia-intervallumok, a folytonos vonalak lineáris modellek illesztett értékei. A diagrammok jobb oldalához illesztett fekete jelölők a referencia-erdőssztyepek átlagát és annak 95%-os konfidencia-intervallumát jelölik.

A	fajszám átlagérték	konfidencia intervallum (CI)
teljes fajkészlet	78,9	74,8 – 82,9
természetes fajok	63,0	57,9 – 68,1
erdőspecifikus fajok	41,3	36,4 – 46,1
szegélyspecifikus fajok	33,3	27,5 – 39,0
gyepspecifikus fajok	16,6	13,9 – 19,3
B	fajszám átlagérték	konfidencia intervallum (CI)
teljes fajkészlet	16,5	15,2 – 17,8
természetes fajok	13,6	12,4 – 15,0
erdőspecifikus fajok	8,2	6,9 – 9,6
szegélyspecifikus fajok	7,4	6,2 – 8,7
gyepspecifikus fajok	4,8	3,8 – 5,7

2. táblázat: Referencia területek fajszámának átlagértékei, illetve konfidencia intervallumai: A, a teljes mintaterületek összességén; B, összesített cönológiai felvételeken

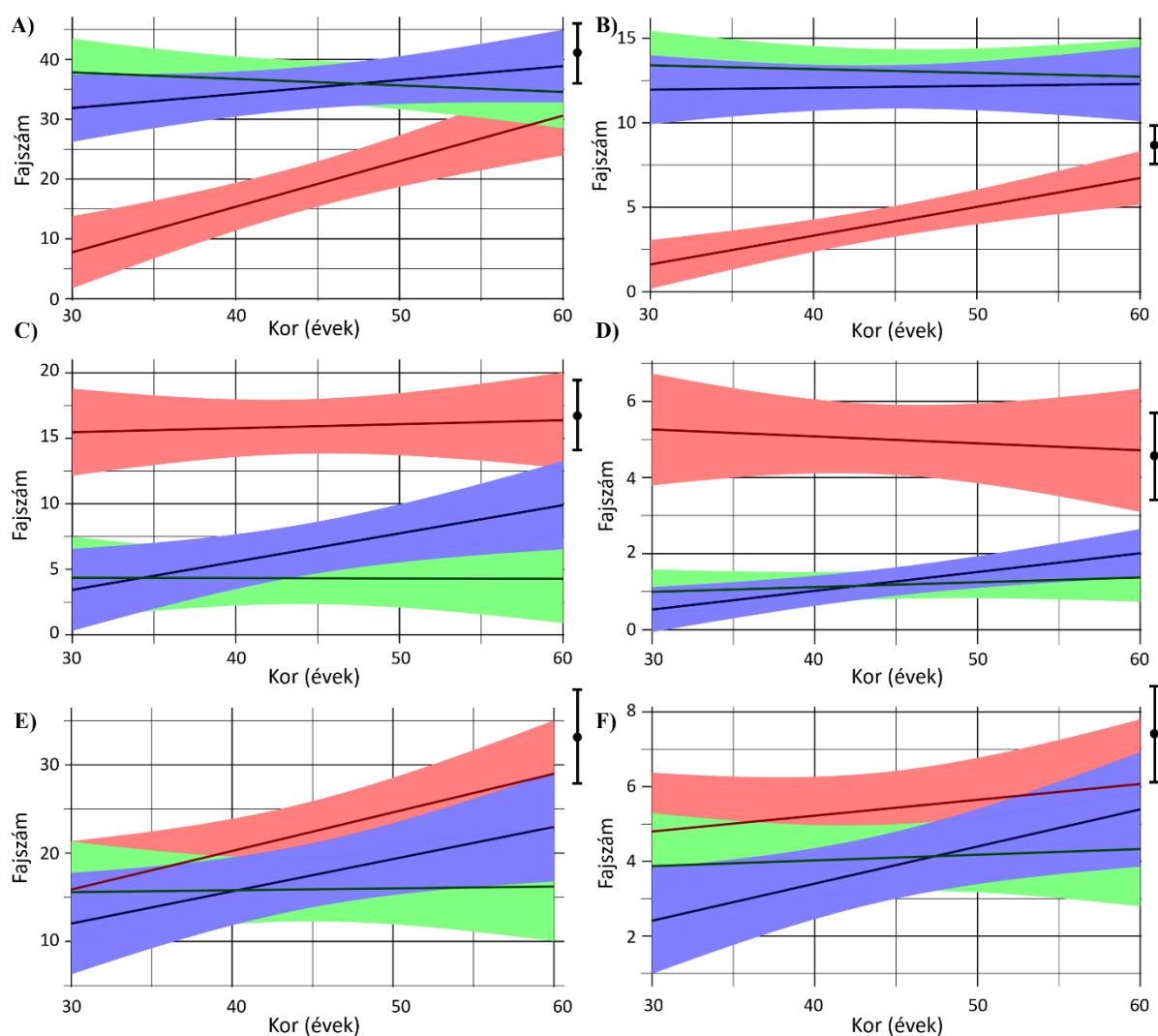
A természetközeli fajok száma (5. ábra: C-D) szignifikáns növekedést mutatott a felnyíló erdőkből induló útvonalon, mind a teljes mintaterület fajlistájában ($t=3,77$, $p=0,002$), mind a cönológiai kvadrátok léptékében ($t=2,82$, $p=0,012$). A növekedés eredményeként a legidősebb korcsoportú területek már elérik a referencia területek értékeit (2. táblázat). A természetközeli fajok száma a mintaterületek fajlistáiban nem mutatott szignifikáns változást sem a szántóföldről ($t=1,99$, $p=0,065$), sem pedig a gyeptől történő regenerálódás esetén sem, és ezt kaptuk a cönológiai kvadrátok léptékében is (szántó: $t=1,05$, $p=0,935$; gyept: $t=-0,08$; $p=0,935$). A mintaterületek teljes természetközeli fajlistáján csak a szántóból induló területek rendelkeznek a referencia területekhez hasonló fajszámmal, a gyepek fajszáma nem éri el a referencia területekét, a cönológiai felvételekben már a legfiatalabb területek elérik a referencia értékeit a szántóföldeken és a gyepeken egyaránt.

A gyepspecifikus fajok száma (6. ábra: A-B) szignifikánsan növekedett az erdei mintaterületek fajlistájában ($t=4,41$; $p<0,001$) és a kvadrátokban ($t=4,12$; $p<0,001$) egyaránt. A szántókból, valamint a gyepekből kiinduló útvonalon a legfiatalabb korcsoportban a referencia területekéhez hasonló gyepspecifikus fajszámot találtunk, mely ezután nem mutatott szignifikáns változást (felhagyott szántók: $t=1,48$, $p=0,160$ és $t=0,20$, $p=0,846$; záródó gyept: $t=-0,75$, $p=0,470$ és $t=-0,40$, $p=0,700$). A gyepspecialista fajszám minden trajektória esetén, a mintaterületek és kvadrátok léptékében is elérte a referencia területek szintjét (2. táblázat).

Az erdőspecifikus fajok száma (6. ábra: C-D) az erdei mintaterületek fajlistájában és kvadrátjaiban sem mutatott növekedést ($t=0,32$, $p=0,754$ és $t=-0,43$; $p=0,571$), de a referencia szintektől (2. táblázat) sem tértek el. Szignifikánsan nőtt a szántókról induló fajszám a teljes mintaterületek ($t=2,45$; $p=0,027$) és a cönológiai felvételek ($t=2,97$; $p=0,010$) esetén is. Változást a záródó gyepek erdei specialistái esetén nem találtunk ($t=-0,003$; $p=0,976$; D: $t=0,79$; $p=0,449$). A referencia szintet sem a szántók, sem a záródó gyepek nem érték el.

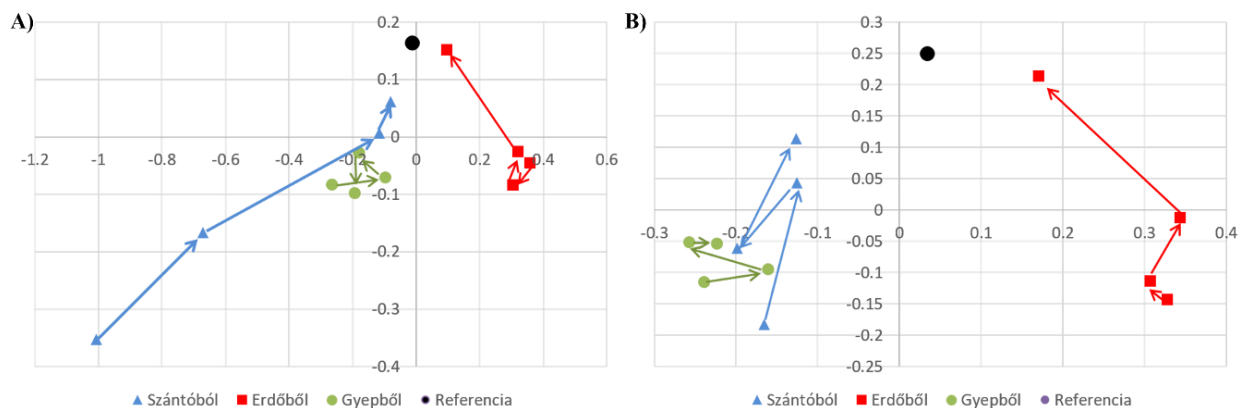
Az erdő és gyept határán elterülő szegélyspecifikus fajok száma (6. ábra: E-F) a felnyíló erdőből és a felhagyott szántóból induló trajektóriák legidősebb területein mindegyik listán a referencia területhez hasonló értékekkel rendelkezett, továbbá ezeken a területeken a fajlista fajszáma szignifikáns növekedést mutatott (felnyíló erdő: $t=2,78$, $p=0,014$; szántó: $t=2,26$, $p=0,040$). A záródó gyepek szegélyekhez kötődő fajai sem a fajlistában ($t=0,144$; $p=0,888$), sem a cönológiai listában ($t=0,45$; $p=0,663$) nem mutattak szignifikáns változást, és a referencia értékeket (2. táblázat) sem érte el egyik lista fajszáma sem. Ebben a léptékben a felnyíló erdők már a legfiatalabb korcsoportban érték el a referencia szintet, mely után

szignifikáns változást már nem mutattak ($t=0,94$, $p=0,361$). A kvadrátok fajszáma esetében csak a szántóból kiinduló útvonalon ($t=2,48$; $p=0,025$) találtunk szignifikáns növekedést.



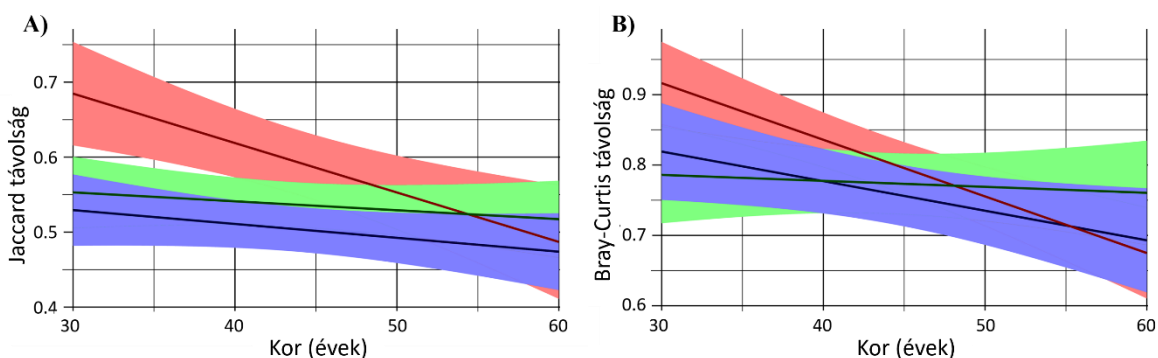
6. ábra: Élőhely specifikus fajszám változása az idő függvényében, A) gyep specifikus fajok – fajlista; B) gyep specifikus fajok – cönológiai felvétel; C) erdő specifikus fajok – fajlista; D) erdő specifikus fajok – cönológiai felvétel; E) szegély specifikus fajok – fajlista; F) szegély specifikus fajok – cönológiai felvétel; kék: szántó, zöld: gyep, piros: erdő kiindulási állapotok. A sávok 95%-os konfidencia-intervallumok, a folytonos vonalak lineáris modellek illesztett értékei. A diagramok jobb oldalához illesztett fekete jelölők a referencia-erdőssztyeppek átlagát és annak 95%-os konfidencia-intervallumát jelölik.

A szántóból és az erdőből kiinduló területek kompozíciója közelítettek a referencia területhez (7. ábra: A-B), azonban az út nem minden esetben mutat visszaesés nélküli egyértelmű fejlődést. A fajlistán (7. ábra: A) a 40 és 50 év közötti korcsoportú felnyíló erdőknél kis mértékű, a cönológiai felvételekben (7. ábra: B) az 50 és 60 év közötti felhagyott szántóból kiinduló útvonalakon nagyobb mértékű visszalépést tapasztalhattunk a két ábrázolt tengely által meghatározott síkban. A visszalépés után újra a referencia felé irányult az elmozdulás. A záródó gyepek helyzete stagnált, a két fajkészlet (a teljes fajlista és cönológia) összetétel tekintetében nem igazán közeledett a referencia területhez. Megjegyzendő azonban, hogy az ordinációk két-két tengelye a variabilitás csupán 30,5% és 17,5%-át magyarázzák, így az ábrázolás megbízhatósága korlátozott.



7. ábra: PCoA ordináció, a fajkompozíció ábrázolására. A) A mintaterületek fajkészlete Jaccard távolság alkalmazásával, melyen a két tengely a variabilitás 37,5%-át magyarázza; B) A cönológiai felvételek fajkészlete Bray-Curtis távolságok használatával, ahol a tengelyek a variabilitás 17,5 %-át magyarázzák. A pontok közötti nyilak a 30 éves területek felől a 40 és 50 éves területeken át a 60 éves területek felé mutatnak. Az egyes jelölők a korcsoportok centroidjainak felelnek meg.

A mintaterületek fajkészlete alapján (8. ábra) a referenciáktól vett Jaccard-távolság idővel szignifikánsan csökkent az erdők esetén ($t=-3,33$; $p=0,004$), míg a másik két trajektória esetén nem volt szignifikáns változás (szántók: $t=-1,38$, $p=0,187$; gyepek: $t=-1,07$; $p=0,310$), noha a távolság kezdetben is már kisebb volt. A cönológiai felvételek léptékében a fajkompozíció átlagos Bray-Curtis távolságok alapján erdők és szántók esetén is idővel hasonlóbbá vált a referenciákhoz ($t=-4,78$; $p<0,001$ és $t=-2,17$; $p=0,046$), míg gyepek esetén nem tapasztaltunk szignifikáns változást ($t=-0,78$; $p=0,452$).



8. ábra: A mintaterületek teljes fajlistájának (A) és a cönológiai felvételek (B) referencia területektől mért átlagos Jaccard, illetve Bray-Curtis távolsága. Kék: szántóföld, zöld: gyepek, piros: erdő kiindulási állapotok. A sávok 95%-os konfidencia-intervallumok, a folytonos vonalak lineáris modellek illesztett értékei.

5. DISZKUSSZIÓ

A teljes mintaterületről vett fajszámot tekintve felnyíló erdőknél igen alacsony fajszámról indult a regenerálódás (kivétel ez alól az erdőre jellemző fajok száma), de minden kategóriában (teljes fajlista, természetes fajok, gyepi és szegély fajok) szignifikáns pozitív kapcsolat volt az idő és a fajszám között, és a legidősebb területeken a fajszámok konfidencia intervalluma átfedett a referencia területekével. A felhagyott szántóföldből induló regenerálódási útvonalon a teljes fajszám, a természetközeli fajok és a gyepecifikus fajok száma helyreállt. Az erdőkhöz és a szegélyekhez kötődő fajok száma szignifikánsan nőtt, és az utóbbiak konfidencia intervalluma már átfedett a referenciaterületével, de az erdeiek még nem érték el a referencia területen megtalálható fajszámot. A záródó gyepeken nem tapasztaltunk szignifikáns változást egyik fajösszetételi kategória esetén sem. A teljes fajlistán, a természetes fajok listáján, valamint az erdei és a szegély fajok listáján sem érte el a referencia területek fajszámát, a gyepekhez kötődő fajok viszont már a legfiatalabb területeken is a referenciához hasonló értékkel rendelkeztek.

A cönológiai felvételezés során gyűjtött adatok alapján az erdőből felnyíló területeken a természetes fajok és a gyepi fajok száma szignifikánsan növekedett, ezen felül a kezdeti alacsony fajszám ellenére minden kategóriában átfedtek a referencia területek fajszámának konfidencia intervallumával. A szántóról induló területeken a szegélyhez és az erdőhöz kötődő fajok számában szignifikáns növekedést tapasztaltunk. A szegélyi fajok számában a legidősebb területeken már átfedés volt a referencia területek fajösszetételeivel. Az erdei fajok száma is növekedő tendenciát mutatott, a fajok nagyrészt már megtelepedtek a területen, de még nem terjedtek el eléggé ahhoz, hogy a referencia területek fajszámát a kvadrátokban detektált fajszám is megközelítse. A gyepek záródása során a cönológiai felvételek léptékében is stagnáltak a fajszámok. A teljes fajlista, a természetes fajok, valamint a gyepi fajok száma a referencia területekéhez volt hasonló minden korcsoportban, a szegély, illetve az erdei fajok pedig alig jelentek meg a területen, és nem érték el a referencia területek szintjét.

A felnyíló erdőkben a legjobb a helyzet, majdnem minden fajszám kategória esetében szignifikáns növekedést tapasztaltunk az idő függvényében. A cönológiai felvételeknél a teljes fajszám, valamint a szegélyfajok száma nem változott, azonban mivel a teljes lista esetén ezek is szignifikánsan növekedtek, ez csak azt jelenti, hogy még nem rendelkeztek elég nagy abundanciával ahhoz, hogy a kvadrátokban is detektálni tudjuk őket ilyen mértékben. Mindenesetre a referencia területek fajszintjétől ezekben az esetekben sem volt eltérés. Ezeket

az eredményeket erősíti az is, hogy a három trajektória közül az erdők rendelkeztek a legnagyobb fajszámmal, teljes, természetközeli, gyepi, erdei, és szegély fajok esetében egyaránt. A cönológiai kvadrátokban szintén a legmagasabb értékekkel rendelkezik, bár kiemelkedő különbség csak az erdő specifikus fajok között van. Az erdőből induló útvonal hatékonysága köszönhető annak, hogy a felnyílás során egy-egy fa kidőlése már jelentős fényforrást és mikroklimatikus heterogenitást biztosít (Erdős et al. 2015). E viszonyokat a jobb terjedőképességű gyepi és szegély fajok ki tudják használni, melyet a kompetitorokban szegény környezet csak tovább erősít, szemben a fentebb taglalt gyepi körülményekkel, ahol az erdei fajok számára viszont a gyepterület nem tud megfelelő mikroklimát és biotikus viszonyokat biztosítani a megtelepedéshez.

A felhagyott szántó regenerálódása kedvező eredményeket ért el, bár kisebb mértékben, mint az erdőből induló területek. A gyepi és szegély fajok megjelentek a területen és el is terjedtek. Az erdei fajok is megjelentek, fajszámuk folyamatosan növekszik, de még nem terjedtek el eléggé, hogy a kvadrátok léptékében is teljes legyen a helyreállítás. Figyelembe kell azonban azt venni, hogy a szántó nyíltsága a gyepi és szegély fajoknak sokkal kedvezőbb, várható volt tehát, hogy az erdei fajok megtelepedése lassabb folyamat lesz. A gyepspecifikus fajok számában csupán két fajjal maradt le a gyepterülettől, a többi kategóriában pedig jobban teljesített. A cönológiai felvételekben arányaiban hasonló értékeket kaptunk. A szántóföldeken feltehetőleg lágyszárú pionír fajok telepednek meg elsőként, a gyökérrendszer még nem olyan kifejllett, hogy hasonlóan a gyepekhez, limitáló tényező legyen, így nem korlátozza az erdei és a szegélyfajok megtelepedését.

A gyepről regenerálódó területek szukcessziója nagyon lassúnak bizonyult, a szegélyfajok már kolonizáltak, de nem terjedtek el a területeken, vagy csak nagyon kis mértékben. Az erdei fajok egy része nem is kolonizált, és a megtalálható fajok is csak igen kis abundanciával voltak jelen. Annak ellenére, hogy napjainkban a száraz és félszáraz gyepek cserjésedése globálisan, így az erdőssztyepp övben is egyre gyakoribb jelenség (Eldridge et al, 2011; Cao et al, 2019), eredményeink alapján ez a folyamat nem biztosítja az erdőssztyeppre jellemző mozaikos élőhelyek fajgazdagságának helyreállítását. A gyepi fajok meglévő gazdagsága egy biotikus limitáló tényező, a gyepi fajok gyökérszövedéke nehezítheti más fajok megtelepedését föld alatti kompetíció révén (pl. Pierce et al. 2019), és korlátozó hatású lehet a fűavart felhalmozódása is (Hovstad és Ohlson 2008). A gyepek mintavételezése során készített teljes fajlista, valamint a kvadrátokból vett cönológiai fajlista élőhelyspecifikus fajainak megoszlása arányaiban ugyan olyan a kétféle lista esetén, a rudeális fajok magas száma a jobb

terjedőképességükkel magyarázható, a kvadrátokban talált erdei fajok csekély mennyisége pedig alátámasztja az erdei fajok nehezkesebb terjedését, ami abból adódik, hogy közöttük több árnyék és nedvesebb mikroklímát kedvelő lágyszárú és törpecserje található, mely körülmények a gyepeken nem fellelhetők (Deák et al. 2017; Burnet et al. 2011). Amennyiben a fásszárú fajok magjai ki is kerülnek a gyepekre, a magoncok korai stádiumában, amikor legérzékenyebbek a környezeti körülményeknek, a nyílt gyepeken nincsenek védve a nyári hőstressztől, valamint a tavaszi hideg stressztől (Tölgyesi et al, 2020), mely az erős kompetitív hatásokkal társulva nehezíti a megtelepedésüket a másik két regenerációs útvonalhoz képest.

A fent taglalt fajszámbeli változásokhoz hasonló eredményeket adott a kompozicionális elemzésünk is, azaz az erdők (és jelentős részben a szántók is) fajkészlete is kedvező irányba fejlődött, nemcsak a fajszáma. Ezzel szemben, a gyepi trajektória a fajkészletben is stagnálást mutatott.

Összességében tehát elmondható, hogy a leghatékonyabban a fás területek felnyílásával kezdődő útvonal regenerálódik. Magas fajszám jellemzi minden fajcsoport esetén, és itt volt a fajok megtelepedése a leghatékonyabb. Szinte minden területen szignifikáns pozitív változást találtunk. Ennek megfelelően a Bevezetésben taglalt restaurációs céloknak igen költség- és időhatékony megoldása lehet a gazdaságtalan, száraz homoki erdőültetvények lehatárolása, és a véghasználat és felújítás elkerülése és a regenerációs folyamatok további engedése. A felhagyott szántón keresztül is képes a másodlagos szukcesszió érvényesülni, azonban kisebb hatékonysággal, és több időt igényel a fás területeknél. A záródó gyepeken át vezető útvonal teljesített a legrosszabbul. Itt a szukcesszió megakadt, a háttérben lévő biotikus limitáció miatt főleg az erdei, de a szegély fajok betelepődése is igen nehézkes, elterjedésüké, pedig még kevésbé sikeres. Amennyiben lokálisan csak gyepről van lehetőség erdőssztyeppeket regenerálni, javasolt az emberi beavatkozás, lokális zavarással a gyepi fajokat mérsékelni lehetne pl. Égetéssel egyéb fajok megtelepedését tehetnénk lehetővé, ún. Kolonizációs ablakok létrehozásával (lásd pl. Valkó et al. 2016), majd a megfelelő foltokba a fásszárúakat aktív betelepítéssel célszerű a gyepekre bevinni, mely a későbbiekben facilitáló hatással lenne más fajokra.

6. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel tartozom elsősorban a témavezetőmnek, Dr. Tölgyesi Csabának, az egész kutatás során nyújtott segítségéért, Máté Andrásnak és Hoksza Attilának a mintaterületek kiválogatásában nyújtott segítségükért, továbbá a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságának, hogy engedélyezte a védett területeken való munkavégzést. Köszönöm továbbá az Ökológia Tanszék munkatársainak, akik segítettek a terepi munkavégzés során.

7. IRODALOMJEGYZÉK

Ambarlı, D., Zeydanlı, U. S., Balkız, Ö., Aslan, S., Karacetin, E., Sözen, M., ... & Vural, M. (2016). An overview of biodiversity and conservation status of steppes of the Anatolian Biogeographical Region. *Biodiversity and Conservation*, 25, 2491-2519.

Anenkhonov, O. A., Korolyuk, A. Y., Sandanov, D. V., Liu, H., Zverev, A. A., & Guo, D. (2015). Soil-moisture conditions indicated by field-layer plants help identify vulnerable forests in the forest-steppe of semi-arid Southern Siberia. *Ecological Indicators*, 57, 196-207.

Babos I. 1956. Homoki termőhelyláncok. (Site chains on sand soils) *Erdészeti Kutatások* 3, 33-93.

Bálint, P., Balogh, N., Kelbert, B., Radócz, S., & Tóth, K. (2014). Fitomassza dinamika homoki gyepek szekunder szukcessziója során. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 12(1-2), 3-10.

Barányi L. 1970. 25 év a Kiskunságon. (25 years in the Kiskunság) *Az Erdő* 19, 121-126.

Bartha, S., Campetella, G., Ruprecht, E., Kun, A., Házi, J., Horváth, A., ... & Molnár, Z. (2008). Will interannual variability in sand grassland communities increase with climate change?. *Community Ecology*, 9, 13-21.

Bartha, S., Campetella, G., Kertész, M., Hahn, I., Kroel-Dulay, G., Rédei, T., ... & Kovács-Láng, E. (2011). Beta diversity and community differentiation in dry perennial sand grasslands. *Annali di Botanica*, 1, 9-18.

Biró, M., & Molnár, Z. (1998). A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. *Történeti földrajzi tanulmányok*, Nyíregyháza.

Biró, M., Czúcz, B., Horváth, F., Révész, A., Csatári, B., & Molnár, Z. (2013). Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology*, 28, 789-803.

Borhidi, A. (1993). A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. *Janus Pannonius Tudományegyetem*.

Borhidi, A. (2002). Gaia zöld ruhája. Magyar Tudományos Akadémia. Magyarország, Budapest, pp. 175-255.

Brook, B. W., & Bowman, D. M. (2006). Postcards from the past: charting the landscape-scale conversion of tropical Australian savanna to closed forest during the 20th century. *Landscape Ecology*, 21, 1253-1266.

Brunet, J., Valtinat, K., Mayr, M. L., Felton, A., Lindbladh, M., & Bruun, H. H. (2011). Understory succession in post-agricultural oak forests: Habitat fragmentation affects forest specialists and generalists differently. *Forest Ecology and Management*, 262(9), 1863-1871.

Cao, X., Liu, Y., Cui, X., Chen, J., & Chen, X. (2019). Mechanisms, monitoring and modeling of shrub encroachment into grassland: a review. *International Journal of Digital Earth*, 12(6), 625-641.

Centeri, C., Herczeg, E., Vona, M., Balázs, K., & Penksza, K. (2009). The effects of land-use change on plant–soil–erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172(4), 586-592.

Chibilyov, A. (2002). Steppe and forest-steppe. The physical geography of northern Eurasia, Oxford, UK: Oxford University Press. pp. 248-266.

Chytrý, M., Ermakov, N., Danihelka, J., Hajek, M., Hájková, P., Horsák, M., ... & Zelený, D. (2012). High species richness in hemiboreal forests of the northern Russian Altai, southern Siberia. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 605-616.

Cizek, L., Hauck, D., & Pokluda, P. (2012). Contrasting needs of grassland dwellers: habitat preferences of endangered steppe beetles (Coleoptera). *Journal of Insect Conservation*, 16, 281-293.

Deák, B., Tölgyesi, C., Kelemen, A., Bátor, Z., Gallé, R., Bragina, T. M., ... & Valkó, O. (2017). The effects of micro-habitats and grazing intensity on the vegetation of burial mounds in the Kazakh steppes. *Plant Ecology & Diversity*, 10(5-6), 509-520.

Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574.

Djamali, M., Akhani, H., Khoshnavesh, R., Andrieu-Ponel, V., Ponel, P., & Brewer, S. (2011). Application of the global bioclimatic classification to Iran: implications for understanding the modern vegetation and biogeography. *Ecologia Mediterranea*, 37(1), 91-114.

DÖVÉNYI, Z., & Becse, A. (2010). Magyarország kistájainak katasztere. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 705-709.

Eldridge, D. J., Bowker, M. A., Maestre, F. T., Roger, E., Reynolds, J. F., & Whitford, W. G. (2011). Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis. *Ecology Letters*, 14(7), 709-722.

Erdős, L., Gallé, R., Körmöczi, L., & Bátori, Z. (2013). Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. *Community Ecology*, 14(1), 48-58.

Erdős, L., Ho, K. V., Bátori, Z., Kröel-Dulay, G., Ónodi, G., Tölgyesi, C., ... & Lengyel, A. (2023). Taxonomic, functional and phylogenetic diversity peaks do not coincide along a compositional gradient in forest-grassland mosaics. *Journal of Ecology*, 111(1), 182-197.

Erdős, L., Ho, K. V., Bede-Fazekas, Á., Kröel-Dulay, G., Tölgyesi, C., Bátori, Z., & Török, P. (2024). Environmental filtering is the primary driver of community assembly in forest–grassland mosaics: A case study based on CSR strategies. *Journal of Vegetation Science*, 35(1), e13228.

Erdős, L., Tölgyesi, C., Cseh, V., Tolnay, D., Cserhalmi, D., Körmöczi, L., ... & Bátori, Z. (2015). Vegetation history, recent dynamics and future prospects of a Hungarian sandy forest-steppe reserve: forest-grassland relations, tree species composition and size-class distribution. *Community Ecology*, 16(1), 95-105.

Erdős, L., Tölgyesi, C., Horzse, M., Tolnay, D., Hurton, Á., Schulecz, N., ... & Bátori, Z. (2014). Habitat complexity of the Pannonian forest-steppe zone and its nature conservation implications. *Ecological Complexity*, 17, 107-118.

Erdős, L., Tölgyesi, C., Körmöczi, L., & Bátori, Z. (2015). The importance of forest patches in supporting steppe-species: a case study from the Carpathian Basin. *Polish Journal of Ecology*, 63(2), 213-222.

Erdős, L., Ambarlı, D., Anenkhonov, O. A., Bátori, Z., Cserhalmi, D., Kiss, M., ... & Török, P. (2018). The edge of two worlds: A new review and synthesis on Eurasian forest-steppes. *Applied Vegetation Science*, 21(3), 345-362.

Fekete, G., Molnár, Z., Magyari, E., Somodi, I., & Varga, Z. (2014). A new framework for understanding Pannonian vegetation patterns: regularities, deviations and uniqueness. *Community Ecology*, 15(1), 12-26.

Feurdean, A., Marinova, E., Nielsen, A. B., Liakka, J., Veres, D., Hutchinson, S. M., ... & Hickler, T. (2015). Origin of the forest steppe and exceptional grassland diversity in Transylvania (central-eastern Europe). *Journal of Biogeography*, 42(5), 951-963.

Hais, M., Chytrý, M., & Horsák, M. (2016). Exposure-related forest-steppe: A diverse landscape type determined by topography and climate. *Journal of Arid Environments*, 135, 75-84.

Harmati, I. (1994). A Duna–Tisza köze vízháztartása és a mezőgazdasági tevékenységek közötti kölcsönhatás. Pálfi, I. (szerk.) *A Duna–Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba*, 37-51.

Hovstad, K. A., & Ohlson, M. (2008). Physical and chemical effects of litter on plant establishment in semi-natural grasslands. *Plant Ecology*, 196, 251-260.

Ishii, R., & Fujita, N. (2013). A possible future picture of Mongolian forest-steppe vegetation under climate change and increasing livestock: results from a new vegetation transition model at the topographic scale. *The Mongolian Ecosystem Network: environmental issues under climate and social changes* Tokyo, Japan: Springer. pp. 65-82.

Kamp, J., Koshkin, M. A., Bragina, T. M., Katzner, T. E., Milner-Gulland, E. J., Schreiber, D., ... & Urazaliev, R. (2016). Persistent and novel threats to the biodiversity of Kazakhstan's steppes and semi-deserts. *Biodiversity and Conservation*, 25, 2521-2541.

Kelemen, A. (2010). Szántóföldi kultúrák helyén végzett gyepvetés korai szakaszában megjelenő gyomközösségek vizsgálata a Hortobágyi Nemzeti Parkban. *Tájökológiai lapok*, *Journal of Landscape Ecology*, 8(3), 497-506.

Kiss, F. (1892). A Szeged-vidéki homokterület beerdősítéséről. *Erdészeti Lapok*, 5, 279-299.

Kiss, F. (1911). Az alföldi lazatalajú erdők. *Erdészeti Lapok*, 50, 71-80.

Kitzberger, T. (2012). Ecotones as complex arenas of disturbance, climate, and human impacts: the trans-Andean forest-steppe ecotone of northern Patagonia. In *Ecotones between forest and grassland*. New York, NY: Springer New York, pp 59-88.

Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay, G., Kertész, M., Fekete, G., Bartha, S., Vácrátót, V., ... & Hahn, I. (2000). Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia*, 30, 385–407.

Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Csecserits, A., Hülber, K., Szitár, K., Wrška, T., & Török, K. (2019). Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. *Applied Vegetation Science*, 22(1), 138-149.

Kürschner, H., & Parolly, G. (2012). The central Anatolian steppe. In *Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 149-171.

Magyar P. 1961. Alföldfásítás I-II. (Sand afforestation). Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 622.

Mátyás, C., Berki, I., Bidló, A., Csóka, G., Czimmer, K., Führer, E., ... & Somogyi, Z. (2018). Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests*, 9(8), 489.

MOLNÁR, Z., & KUN, A. (2000). Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon.–WWF Füzetek 15. WWF Magyarország–MTA ÖBKI, Budapest–Vácrátót. 60.

Molnár, Z. (2012). Classification of pasture habitats by Hungarian herders in a steppe landscape (Hungary). *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 8, 1-18.

Molnár, Z., Biró, M., Bartha, S., & Fekete, G. (2012). Past trends, present state and future prospects of Hungarian forest-steppes. *Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world*, Springer, Dordrecht, Netherlands. 209-252.

Molnár, Z., Bölöni, J., & Horváth, F. (2008). Threatening factors encountered: actual endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Supplement-1), 199-217.

Molnár, Z., Kis, J., Vadász, C., Papp, L., Sándor, I., Béres, S., ... & Varga, A. (2016). Common and conflicting objectives and practices of herders. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2, e01215.

Pierce, N. A., Archer, S. R., & Bestelmeyer, B. T. (2019). Competition suppresses shrubs during early, but not late, stages of arid grassland–shrubland state transition. *Functional Ecology*, 33(8), 1480-1490.

Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., ... & Weedon, J. (2024). *vegan: Community ecology package (Version 2.6-6.1)* [Computer software].

R Core Team (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Smelansky, I. E., & Tishkov, A. A. (2012). The steppe biome in Russia: Ecosystem services, conservation status, and actual challenges. In *Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world*. Springer Dordrecht, Netherlands. pp. 45-101.

Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(23), 8245-8250.

Tölgyesi, C., Buisson, E., Helm, A., Temperton, V. M., & Török, P. (2022). Urgent need for updating the slogan of global climate actions from “tree planting” to “restore native vegetation”. *Restoration Ecology*, 30(3), e13594.

Tölgyesi, C., Török, P., Hábczyus, A. A., Bátori, Z., Valkó, O., Deák, B., ... & Kelemen, A. (2020). Underground deserts below fertility islands? Woody species desiccate lower soil layers in sandy drylands. *Ecography*, 43(6), 848-859.

Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tischew, S., Kelemen, A., ... & Tothmeresz, B. (2016). High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. *Tuexenia*, 36, 359-378.

Várallyay, G. (1993). Soils in the region between the rivers Danube and Tisza (Hungary). *The flora of the Kiskunság National Park*, 21-42.

Vera, F. W. M. (Ed.). (2000). *Grazing ecology and forest history*. CABI publishing. Wallingford. UK, pp. 356-361

Walter, H., & Breckle, S.-W. (1989). *Ecological systems of the geobiosphere 3 – Temperate and polar zonobiomes of northern Eurasia*. Springer-Verlag, Germany. 561

Xu, C., Liu, H., Anenkhonov, O. A., Korolyuk, A. Y., Sandanov, D. V., Balsanova, L. D., ... & Wu, X. (2017). Long-term forest resilience to climate change indicated by mortality, regeneration, and growth in semiarid southern Siberia. *Global Change Biology*, 23(6), 2370-2382.

Zech, W., Schad, P., & Hintermaier-Erhard, G. (2014). *Böden der Welt: Ein Bildatlas*. Springer-Verlag, Germany 163.

Zhang, M. A., Borjigin, E., & Zhang, H. (2007). Mongolian nomadic culture and ecological culture: On the ecological reconstruction in the agro-pastoral mosaic zone in Northern China. *Ecological Economics*, 62(1), 19-26.

Zlotin, R. (2002). Biodiversity and productivity of ecosystems. *The physical geography of northern Eurasia*, Oxford, UK: Oxford University Press. pp. 169-190.