



1949

**MADARAK ÁLTALI MAGTERJESZTÉS ÉS TALAJBOLYGATÁS  
HATÁSA SZÁRAZGYEPEK STRUKTÚRÁJÁRA ÉS  
FAJKÉSZLETÉRE**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

**BORZA SÁNDOR**

Témavezető

Prof. Dr. Deák Balázs  
tudományos tanácsadó

Debreceni Egyetem  
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2024



*Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Debrecen, 2024 . . . . .*

.....

*a jelölt aláírása*

*Tanúsítom, hogy Borza Sándor doktorjelölt 2020-2024 között a fent megnevezett Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.*

*Az értekezés elfogadását javasolom.*

*Debrecen, 2024. . . . .*

.....

*a témavezető aláírása*



**MADARAK ÁLTALI MAGTERJESZTÉS ÉS TALAJBOLYGATÁS  
HATÁSA SZÁRAZGYEPEK STRUKTÚRÁJÁRA ÉS  
FAJKÉSZLETÉRE**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a környezettudomány tudományágban

Írta: Borza Sándor okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája  
(Kvantitatív és Teresztis Ökológia programja) keretében

Témavezető: Prof. Dr. Deák Balázs

Az értekezés bírálói:

Dr. ....

Dr. ....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. ....

tagok: Dr. ....

Dr. ....

Dr. ....

Dr. ....

Az értekezés védésének időpontja: 2024....



# Tartalomjegyzék

Bevezetés és problémafelvetés.....	8
Irodalmi áttekintés.....	16
Célkitűzések .....	18
1. fejezet: Darvak által okozott talajbolygatás hatása gyepi élőhelyek növényközösségeire .....	19
1.1. Bevezetés .....	19
1.2. Célkitűzések.....	19
1.3. Anyag és módszer.....	20
1.4. Eredmények .....	26
1.5. Értékelés .....	33
2. fejezet: A gyöngybagoly ( <i>Tyto alba</i> ) általi másodlagos magterjesztés ökológiai szerepe nyílt élőhelyeken .....	38
2.1. Bevezetés .....	38
2.2. Célkitűzések.....	38
2.3. Anyag és módszer.....	39
2.4. Eredmények .....	44
2.5. Értékelés .....	49
Az értekezés legfőbb eredményei .....	54
Összefoglalás.....	56
Summary .....	58
Köszönetnyilvánítás .....	60
Irodalomjegyzék.....	61
Függelékek .....	74

## Bevezetés és problémafelvetés

### *Szikes tájakban található gyepi ökoszisztémák természetvédelmi szerepe*

A gyepi élőhelyek olyan szárazföldi ökoszisztémák, melyeket elsősorban lágyszárú, fű- és kétszikű növényfajokból álló növényközösségek alkotnak. Általánosságban elmondható, hogy ezeket az élőhelyeket az abiotikus (például az éghajlati elemek vagy a tűz), és biotikus (például a fajon belüli, és fajok közötti ökológiai kapcsolatok vagy a kezeléshez kapcsolódó tevékenységek, például a legeltetés) tényezők együttes hatása alakította ki, formálja és tartja fenn. A gyepek világszerte elterjedtek, a Föld szárazföldi területének mintegy 41 százalékát teszik ki (White és mtsai., 2000).

Az Európában előforduló szárazgyepek kiemelkedő természetvédelmi értékkel bírnak, számos ritka és veszélyeztetett növény- és állatfajnak nyújtanak menedéket (Habel és mtsai., 2013; Feurdean és mtsai., 2018). Mivel ezek a gyepek sok esetben őriznek kiemelkedően nagy biodiverzitást, ezért megőrzésük a természetvédelem egyik fontos feladata (Dengler és mtsai., 2014). A Kárpát-medence földrajzi adottságainak köszönhetően az eurázsiai erdőssztyeppék nyugati elterjedésének határán fekszik, aminek köszönhetően egyedülálló élővilággal rendelkezik európai viszonylatban (Bátori és mtsai., 2018). Magyarországon a zonális és edafikus erdőssztyepp vegetációhoz tartozó gyepi élőhelyek (így például a szikesek, homoki gyepek és löszgyepek) kialakulásában a makroklíma mellett nagy szerepet játszottak a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai is. A mérsékeltövi szikes gyepeket a talaj magas sótartalma és a talajvíz dinamikus változása nagymértékben befolyásolja. Az ilyen típusú gyepek általában magas talajvízszintű, legalább mérsékelt sókoncentrációjú, és lúgos kémhatású talajokon fordulnak elő kontinentális éghajlaton (Deák és mtsai., 2014). A hazánkban előforduló szikes gyepek számos, az eurázsiai erdőssztyeppékre jellemző növényfajt, illetve kárpát-medencei endemizmust őriznek (Deák és mtsai., 2014). Az Európai Unió Élőhelyvédelmi Irányelvében a szikes élőhelyek fontos szerepet töltenek be. A Kárpát-medence szikes élőhelyei a Natura 2000 ökológiai hálózatba „Pannon szikes sztyeppék és mocsarak (1530)” néven, kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyekként kerültek be.

A szikes gyepeket a pleisztocéntól a kora holocénig a nagytestű, vadon élő növényevők legelése és a periodikusan visszatérő tüzek tartották fenn (Barczy és mtsai., 2006). A Kárpát-medencében az emberi jelenlét növekedésével párhuzamosan a vadon élő növényevők eltűntek, és a

szerepüket átvették a házasított haszonállatok, például a szarvasmarha, a juh és a ló (Németh és mtsai., 2017).

A szikes gyepek növényzetének kialakításában és fenntartásában a nagytestű legelő állatokon túl a kisebb testméretű állatoknak, például egyes kis és közepes méretű emlősöknek és a madaraknak (pl. kisemlősök, darvak) is fontos szerepük van (Godó és mtsai., 2022; Valkó és mtsai., 2022). Ezek a fajok leggyakrabban a talaj közvetlen fizikai bolygatása révén befolyásolják a növényzet fajösszetételét és szerkezetét, amely táplálkozó vagy lakóüreg-készítő tevékenységeikhez köthető (Valkó és mtsai., 2021; Godó és mtsai., 2022; Valkó és mtsai., 2022). E kis léptékű, természetes eredetű zavarások a zárt gyepi növényzet felnyitása és a talaj bolygatása révén megtelepedésre alkalmas nyílt foltokat hoznak létre, amelyekben számos egyéves kétszikű és fűféle telepedhet meg (Godó és mtsai., 2018, Valkó és mtsai., 2022).

A különböző természetes és emberi eredetű zavarások tehát fontos szerepet játszanak természetközeli szikes gyepek fenntartásában. Ezeknek a folyamatok a működése elengedhetetlen a gyepi élőhelyek diverzitásának fenntartásában mind lokális, mind pedig táji léptékekben (Deák és mtsai., 2014).

#### *Ökoszisztéma mérnök állatok általi kisléptékű zavarások szerepe a gyepi ökoszisztémákban*

Az ökoszisztéma mérnök fajok tevékenységük során olyan környezeti feltételeket hoznak létre, módosítanak vagy tartanak fent, amelyek jelentősen befolyásolhatják más élőlények életfeltételeit (Jones és mtsai., 1994). Az ökoszisztémára kifejtett hatásuk jelentősen függ a vizsgált térbeli léptéktől (Coggan és mtsai., 2018). Kis léptéken az ökoszisztéma mérnök fajok mikroélőhelyeket hozhatnak létre más fajok számára és jelentős hatással vannak a vegetáció összetételére és dinamikájára különböző mechanizmusok révén. Hatással vannak a talajképződésre és befolyásolják a talajadottságokat anyagcsere-folyamataik révén (Mosbech és mtsai., 2018; Mallen-Cooper és mtsai., 2019; Clyde és mtsai., 2021), megtelepedésre alkalmas mikroélőhelyeket hoznak létre a talaj bolygatásával (Davidson és mtsai., 2012; Cavin és Butler, 2015), vagy befolyásolják a magterjedési folyamatokat raktárkészítő tevékenységükkel (Pesendorfer és mtsai., 2016; Godó és mtsai., 2022).

A legtöbb, gerinces ökoszisztéma mérnök fajt vizsgáló tanulmány általában az emlősökre összpontosít, különös tekintettel a rágcsálókra (Mallen-Cooper és mtsai., 2019). Ilyenek például azok a kotoréképítő rágcsáló fajok, amelyek olyan mikroélőhelyeket hoznak létre, amik menedéket biztosítanak más állatfajoknak vagy megtelepedési lehetőséget nyújtanak egyes növényfajok számára (Zhang és mtsai., 2003; Valkó és mtsai., 2021). A járatrendszerek felszínét gyakran egyedi vegetáció jellemzi. Az üreglakó állatok folyamatos és koncentrált taposása, valamint a megnövekedett tápanyagbevitel következtében a járatokon kialakult vegetáció szerkezete és fajösszetétele gyakran különbözik a környező bolygatatlan területek növényzetétől (Valkó és mtsai., 2021). A madarak és emlősök járatrendszerei általában hosszútávon fennmaradó táji struktúrák, mivel egymást követő generációk használják őket (Whitford és Kay, 1999). A járatrendszerek táji szinten hozzájárulhatnak a környezeti változatosság és a biodiverzitás növeléséhez (Davidson és mtsai., 2012; Cavin és Butler, 2015; Valkó és mtsai., 2021). A tájszintű élőhely átalakító tevékenységükre példaként szolgálhat az eurázsiai hód (*Castor fiber*). A faj tevékenysége által megváltoztatja a táj és a növényzet szerkezetét, és szabályozza a felszíni vizek folyását, ami számos más fajra van hatással (Rosell és mtsai., 2005; Juhász és mtsai., 2023).

Az ökoszisztéma mérnök állatok gyakran szereplői az ember és a vadvilág között kialakult konfliktushelyzeteknek, és ezen fajok társadalmi megítélése általában kedvezőtlen (Davidson és mtsai., 2012; Ulicsni és mtsai., 2020). Tevékenységük hatása sokszor vitatott, mivel mezőgazdasági szempontból általában kártevőknek tekintik őket, ugyanakkor természetvédelmi szempontból sok esetben fontos kulcsfajoknak számítanak (Wilson és Smith, 2015). Például a feketeajkú pocoknyulak (*Ochotona curzoniae*) által létrehozott járatrendszerek kulcsfontosságú ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, mivel megnövelik a csapadékvíz beszivárgási sebességét, ezáltal csökkentik az árvízveszélyt a Quinghai-Tibeti-fennsíkon (Wilson és Smith, 2015). Ennek ellenére az állattartással foglalkozók kártevőknek tekintik a pocoknyulakat, mivel a kotoréképítési tevékenységük csökkentheti a legelő minőségét. Emiatt a múltban tömeges mérgezési kampányokat végeztek, amelyek súlyos negatív hatással voltak a regionális léptékű hidrológiai folyamatok működésére is. Mint ahogy az előző példa is mutatja, a nélkülözhetetlen ökoszisztéma-szolgáltatások biztosításához elengedhetetlen, hogy megértsük az ökoszisztéma mérnök fajok tevékenységét és az egyes élőhelyekre kifejtett pozitív és negatív hatásait,

és ezekről a döntéshozókat tájékoztassuk. Ez hozzájárulhat mind az ökoszisztéma mérnök fajok, mind a tőlük függő más fajok, sőt, teljes ökoszisztémák hatékony megőrzéséhez. Ez különösen fontos, figyelembe véve az ökoszisztéma mérnök fajok természetvédelmi jelentőségét és veszélyeztetettségi státuszát (Davidson és mtsai., 2012). Állományaik globális csökkenése túlmutat egyes fajok elvesztésén, és számos egymásból eredeztethető hatást vonhat maga után az ökoszisztéma szerkezetére és működésére nézve.

A nagytestű madárfajok – mint például a világ 15 daru fajának többsége – gyakori szereplői az ember-vadvilág konfliktusoknak, mivel gyakran táplálkoznak mezőgazdasági területeken, bár fontos kiemelni, hogy főként csak a betakarítás után visszamaradt terményt fogyasztják (Austin és mtsai., 2018). König és mtsai. (2021) négy ikonikus állatfaj ökoszisztéma-szolgáltatásait és negatív hatásait vizsgálták. Az egyik ilyen faj az eurázsiai daru (*Grus grus*) volt. Megállapították, hogy a daruhoz köthető negatív hatások közé tartozott a termés hozam mérsékelt csökkenése, illetve kis léptékben és rövid távon a termelési költségek növekedése, ami főként a kisebb gazdálkodó egységeket érintette. Ugyanakkor több, a darvakhoz kötődő pozitív hatást is kimutattak, mivel ezen ikonikus madarak jelenléte elősegítheti az ökoturizmust és erősítheti a kulturális identitást. Ezek a közép- és hosszútávú pozitív hatások nem csak lokális, hanem nagyobb léptékben is észlelhetők voltak. A világ két leggyakoribb darufajának – a kanadai darunak (*Antigone canadensis*) és az eurázsiai darunak – növekvő állományát az intenzív mezőgazdaság terjeszkedésével hozzák összefüggésbe, mivel ezek az opportunisták képesek a művelés alá vont területeket hasznosítani és azokon táplálkozni (Harris és Mirande, 2013; König és mtsai., 2021). Az eurázsiai daru esetében az állománynövekedéshez hozzájárultak a vizes élőhelyek megőrzésével és helyreállításával kapcsolatos projektek, valamint a nyugati vonulási útvonal mentén a vizes élőhelyek közelében elhelyezkedő biztonságos pihenőhelyek célzott természetvédelmi kezelése is (Leito és mtsai., 2015). A Natura 2000 ökológiai hálózathoz tartozó területek kijelölésével a darvak általános zavarása is jelentősen csökkent. Az enyhe telek tovább növelik a túlélési arányokat a migrációs útvonalak lerövidülésének köszönhetően (Nilsson és mtsai., 2016). A két darufaj növekvő állománya jelentős természetvédelmi siker, viszont valószínűleg további konfliktusokat fog generálni a darvak és a gazdák között. Lehetséges, hogy ezek a konfliktusok át fognak terjedni a természetes élőhelyekre is, ahol a nagy csapatokban történő táplálkozás

jelentős mértékű talajbolygatáshoz vezethet. A termények betakarítási hatékonyságának növekedésével jelentősen csökken a tarlókon a táplálékkínálat, ami hatással lehet a darvak élőhelyválasztására, és a jövőben nagyobb nyomást gyakorolhat más élőhelytípusokra is, beleértve a gyepeket (Nevard és mtsai., 2018). A gyepek esetén a gazdák és a vadvilág közötti konfliktus, valamint a természetvédelmen belül fellépő konfliktusok egyaránt előfordulhatnak, ha a darvak által okozott intenzív talajbolygatás csökkenti a legelő minőségét vagy a vegetáció természetességét.

A különböző darufajok gyepeken történő táplálkozása a világ számos részén megfigyelhető (Austin és mtsai., 2018); például a kanadai darunál Észak-Amerikában, az eurázsiai és a pártásdarunál (*Anthropoides virgo*) Eurázsia több részén, a kormosfejű darunál (*Grus nigricollis*) Tibetben, és a paradicsomdarunál (*Anthropoides paradiseus*) Dél-Afrikában. A legeltetett gyepek ideális táplálkozóhelyet biztosítanak a darvak számára, mivel a haszonállatokkal történő legeltetés biztosítja a tápanyagok körforgását, megőrzi a táj nyílt jellegét, és elősegíti, hogy a gerinctelenek, melyek a darvak fontos táplálékállatai, nagy mennyiségben legyenek jelen (Austin és mtsai., 2018). A táplálkozó darvak jelentős hatást gyakorolhatnak a gyepek vegetációjára, bár egyelőre nem végeztek még vizsgálatokat ebben a témában gyepi élőhelyeken.

A Hortobágy az eurázsiai daru balti-magyar vonulási útvonalán a legjelentősebb helyszín, ahol a madarak rövid időre megszakítják vonulásukat, pihennek és táplálkoznak. A balti-magyar vonulási útvonal, áthaladva Lengyelországon, Magyarországon és a Balkán-félszigeten, a kelet-skandináv, a nyugat-orosz és a balti populációkat köti össze a tunéziai teletelőterületeikkel. Az őszi vonulás során a legnagyobb egyedszámban szeptember közepétől november végéig lehet megfigyelni a darvakat Magyarországon (Végyvári, 2002). 2000 óta többször is előfordult, hogy egyszerre több mint 100 000 egyedet számoltak a Hortobágyi Nemzeti Park éjszakázóhelyein, manapság átlagosan már több mint 130 000 daru is megfigyelhető (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság adatbázisa). A vonulási szezon csúcán megfigyelt darvak száma 2019-ben 158 740 egyed, míg 2020-ban pedig 95 400 egyed volt (URL1).

A terepi tapasztalatok alapján a darvak szezonális, nagy létszámú jelenléte szemmel látható változásokat eredményez a hortobágyi szikes gyepekben. Táplálkozási tevékenységük révén úgynevezett „daruszántásokat” hoznak létre, amely jelentős hatással van a gyepek szerkezetére és fajkészletére

(Valkó és mtsai., 2022). Ezáltal ezek a gyakori madarak az ökoszisztéma-szolgáltatásokra is hatással vannak, és akár ökoszisztéma mérnök fajnak is tekinthetők a szikes gyepeken.

### *Alternatív magterjesztési folyamatok szerepe a gyepi ökoszisztémákban*

Mivel a növényfajok kifejlett egyedeinek a mozgása korlátozott, térbeli mozgásukat elsősorban szaporító képleteik terjedése biztosítja (Nathan, 2006). A magok terjedése elengedhetetlen a populációk fennmaradásához, a helyi kihalás kockázatának csökkentéséhez, valamint az egyes élőhelyeken történő újbóli megtelepedés elősegítéséhez. A magterjedés tehát meghatározza a növényfajok eloszlását, egyedszámát és populációdinamikáját (Hanski, 1999; Lindborg és mtsai., 2012). Az éghajlatváltozás következtében megszűnő és feldarabolódó természetes élőhelyek miatt a magterjesztési folyamatok jelentősége még inkább felértékelődik, mivel elősegítik a funkcionális kapcsolatok fenntartását a metapopulációk között, ezzel hozzájárulnak az ökoszisztémák működéséhez (Chen és mtsai., 2011; Fletcher és mtsai., 2018; Godó és mtsai., 2022). A jó terjedőképesség csökkenti a növényfajok érzékenységét a negatív környezeti változásokkal szemben (mint például az éghajlatváltozás), mivel ezáltal képesek mozogni a kissé eltérő tulajdonságú élőhelyfoltok között (Auffret és mtsai., 2015; Lepková és mtsai., 2018).

A gyepeket érintő veszélyeztető tényezőknek (kezelés felhagyása, beszántás, az élőhelyek feldarabolódása, stb.) számos negatív ökológiai hatása lehet a növényvilág szempontjából. Amellett, hogy a kedvezőtlen körülmények miatt a legszélsőségesebb esetben egyes fajok populációi elpusztulhatnak, a magok terjedésének sikeressége is csökken a megváltozott élőhelyi környezetben (Auffret és mtsai., 2015). A terjedési folyamatok sérülése a feldarabolódott populációk közötti funkcionális kapcsolatok csökkenésével jár. A csökkent funkcionális kapcsolatok következtében kevesebb propagulum jut be az egyes élőhelyekre, ami egyrészt a populáció egyedszámának csökkenésével, másrészt genetikai diverzitásának kedvezőtlen változásával jár (Auffret és mtsai., 2015). Fentiek tükrében különösképpen felértékelődik az egyes magterjesztési vektorok jelentősége, melyek közül sok esetben az állatok általi magterjedés (zoochória) kiemelt szerephez jut (Godó és mtsai., 2022).

Számos állatfaj képes jelentős távolságokat megtenni magokkal a testén vagy az emésztőrendszerében, aminek köszönhetően a zoochória hozzájárulhat a magok hosszú távú terjedéséhez (Nathan, 2006). A

zoochória az egyik legelterjedtebb terjedési típus a növények között a szárazföldi ökoszisztémákban. A jó magterjesztő képességű nagytestű növényevők állományainak csökkenése azonban globális szinten veszélyezteti a magterjedésen alapuló ökoszisztéma folyamatokat (Burney és Flannery, 2005; Farwig és Berens, 2012; Kamp és mtsai., 2016). Ennek következtében az alternatív, korábban alulértékelt terjedési mechanizmusok és állatsoportok kulcsfontosságúvá válhatnak a magterjesztésben (Jansen és mtsai., 2012; Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018; Godó és mtsai., 2022). Pérez-Méndez és Rodríguez (2018) világított rá arra, hogy az állatok általi magterjesztésről szóló irodalom sokáig csak a gyümölcsfogyasztó (frugivór) emlősök és madarak szerepét vizsgálta. A gyepi élőhelyeken végzett tanulmányok pedig túlnyomórészt a nagytestű növényevők magterjesztő szerepére összpontosítottak (Poschlod és WallisDeVries, 2002; Mouissie és mtsai., 2005; Couvreur és mtsai., 2008; Lepková és mtsai., 2018).

Néhány újabb tanulmány célja az volt, hogy feltárja és hangsúlyozza más magterjesztő vektorok fontosságát is, például a rágcsálók, a ragadozó emlősök és ragadozómadarak szerepét (Jansen és mtsai., 2012; Hämäläinen és mtsai., 2017; Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018; Godó és mtsai., 2022). Rámutattak arra, hogy a földfelszín közelében található magok jelentős része jó eséllyel kapcsolatba kerül a rágcsálókkal (elfogyasztják vagy szórzetükön elhurcolják), mivel a rágcsálók élettere is ezekre a helyekre koncentrálódik. A rágcsálók mind mennyiségi, mind minőségi magterjesztő vektorként is működhetnek akár olyan növényfajok esetén is, amelyek nem specializálódtak endo- vagy epizoochóriára (Liebman és mtsai., 2001; Jansen és mtsai., 2012; van Leeuwen és mtsai., 2020). A rágcsálók általi magterjesztés kimenetele és a terjesztett magok spektruma nagymértékben függ a rágcsálók táplálkozási stratégiájától (növényevők, ragadozók vagy mindenevők). A növények fenológiája és a rágcsálók táplálék preferenciájának szezonális változásai miatt a terjesztett magok fajösszetétele jelentős szezonalitást mutathat (Godó és mtsai., 2022). A rágcsáló állományok sűrűségének szabályozásával a ragadozómadarak jelentősen befolyásolhatják a magterjesztési folyamatokat. Sok ragadozómadár faj nagymértékben függ a rágcsálóktól, mivel azok jelentős részét képezik az étrendjüknek (Ferguson-Lees és David, 2001). Ez a kapcsolat magában hordozza a másodlagos magterjesztés (MMT) lehetőségét. Az MMT akkor fordul elő, amikor egy mag terjedése két vagy több lépésben, különböző terjesztő vektorok által valósul meg. Erre jó példa,

amikor az elsődleges magterjesztő vagy magfogyasztó egyed (például egy növényevő vagy magevő rágcsálót) zsákmányul ejti és elfogyasztja, vagy elviszi későbbi elfogyasztás vagy raktározás céljából egy ragadozó. Ennek következtében a rágcsáló kültakarójára, vagy emésztőrendszerébe került magok is helyet változtatnak és terjednek a ragadozó mozgása révén. Ez alapján három különböző altípust különíthetünk el az MMT-n belül: diploendozoochória (a magokat mind a rágcsáló, mind a ragadozó elfogyasztja), diploendoszünzoochória (a magokat elfogyasztja a rágcsáló, de a ragadozó nem) (Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018) és diploszünendozoochória (a magokat a rágcsáló nem fogyasztja el, de a ragadozó igen) (Grant és mtsai., 1975). A magterjesztésen felül a ragadozó faj hatással lehet a terjesztett magok csírázási sikerére (Padilla és Nogales, 2009; López-Darias és Nogales, 2016), illetve hozzájárulhat a csíranövények megtelepedéséhez is az anyagcsere végtermékeiből (például köpetekből) kioldódó tápanyagok révén (Fedriani és mtsai., 2015).

Különbségek vannak a nappali és az éjjeli ragadozók általi MMT hatékonysága között, amely a táplálkozási viselkedésükből adódik. A legtöbb nappali ragadozómadár eltávolítja zsákmányának emésztőrendszerét (ezért valószínűleg a zsákmány által elfogyasztott magok többségét is), majd a zsákmány testét darabokban elfogyasztja. Ezzel szemben az éjjeli ragadozók, például a baglyok gyakran egészben nyelik le zsákmányukat (König és Weick, 2008), ami azt jelenti, hogy a rágcsálók által meg nem emésztett magokat is lenyelik, amelyek így érintetlenül maradhatnak. Mindkét csoportra jellemző, hogy a zsákmányuk emészthetetlen részeit (például csontokat, tollakat és szőrt) visszaöklendezik köpetek formájában. A köpetek képződése több órát vesz igénybe, ami azt jelentheti, hogy a ragadozómadarak gyomrában lévő elfogyasztott magok időszakosan elraktározódnak. Ez a tény tovább növelheti a magterjesztési távolságot, mivel a ragadozók napi mozgásuk, kóborlásuk vagy vonulásuk során jelentős távokat tehetnek meg (Hämäläinen és mtsai., 2017).

## Irodalmi áttekintés

A szárazgyepeken előforduló madárfajok élettevékenységük során különböző módon és mértékben fejthetnek ki hatást a növényközösségek fajösszetételére és struktúrájára. A doktori értekezés alapjául szolgáló tanulmányok ezen ökológiai folyamatok két részterületére fókuszáltak, amelyek szakirodalmi háttérét két alfejezetben mutatom be.

### *Ökoszisztéma mérnök tevékenység*

Az ökoszisztéma mérnök fajokkal és az általuk nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokkal kapcsolatban Romero és mtsai. (2015) átfogó munkája ad egy széleskörű áttekintést, amely egy 122 tanulmányt alapul vevő globális léptékű meta-analízis. A kutatók rávilágítottak, hogy az ökoszisztéma mérnök fajok általánosságban pozitív hatással voltak a vizsgált ökoszisztémákra és tevékenységük átlagosan 25%-os biodiverzitás növekedéshez vezetett. Azt is megállapították, hogy a szárazföldi ökoszisztémákban az ökoszisztéma mérnök fajok pozitív hatása jobban érvényesül a szárazabb klímájú élőhelyeken (pl. sivatagok). Az ökoszisztéma mérnök tevékenység hatásának intenzitásában is találtak szignifikáns különbségeket, például az új mikroélőhelyeket teremtő fajoknál erősebb a hatás, szemben azokkal a fajokkal, amelyek csak kisebb mértékben módosítják az élőhelyi adottságokat. Mallen-Cooper és mtsai. (2019) is végeztek egy meta-analízist hasonló témában, azonban ők kifejezetten a talajbolygatás okozta ökoszisztéma mérnök tevékenységre (ún. biopedturbációra) fókuszáltak. Vizsgálatukban egy 149 tanulmányon alapuló elemzést végeztek el, amely 64 fajhoz volt köthető (főleg emlősök).

Az ökoszisztéma mérnök tevékenységre – bár az emlősökhöz képest jóval kevesebb fajnál –, a madaraknál is van példa. Például a tengeri madarak vagy a récefélék is jelentős szerepet játszanak a talaj- és üledékképződésben az óceáni szigeteken (Mosbech és mtsai., 2018; Clyde és mtsai., 2021), a varjúfélék elősegítik az erdők spontán megújulását élelemraktározási szokásaik által (Pesendorfer és mtsai., 2016), egyes ragadozómadarak pedig szándékosan befolyásolhatják a tüzek terjedését Ausztráliában (Bonta és mtsai., 2017). A madarak talajbolygatásának hatásaival kevés tanulmány foglalkozik, a talajbolygatást vizsgáló tanulmányok 96%-a az emlősökre összpontosít (Mallen-Cooper és mtsai., 2019). A madarak között van példa olyan üregben fészkelő fajokra, amelyek lakóüregük ásásával és használatával eltávolítják az eredeti növényzetet és talajbolygatást okoznak,

ezáltal befolyásolják a lokális élőhelyi viszonyokat. Ilyenek például egyes sivatagokban élő baglyok [pl. üregi bagoly (*Athene cunicularia*)] (Rengifo-Faiffer és Arana, 2019), és tengeri madarak [pl. szürke vészmadár (*Puffinus griseus*)] (McKechnie, 2006).

### *Ragadozómadarak általi másodlagos magterjesztés*

A legtöbb publikált tanulmány azonban a gyümölcssevő madarakra és emlősökre, a raktárkészítő kisemlősökre, a hangyák általi magterjesztésre és a fűfélék és kétszikűek nagytestű legelő állatok általi terjesztésére fókuszált (Poschlod és WallisDeWries, 2002; Traveset és mtsai., 2007; Penn és Crist, 2018; Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018, Godó és mtsai., 2022). Van Leeuwen és mtsai. (2020) felhívták rá a figyelmet, hogy a zoonóziával kapcsolatos jelenlegi tudásunk valószínűleg igen hiányos, mivel az eddigi kutatások figyelmen kívül hagytak számos, a magterjesztésben potenciálisan fontos faj kölcsönhatásait. Ezen túl, csupán a magok morfológiájára alapozva is számos téves következtetést vonhatunk le azok terjedési módjáról, amit a terepi és kísérletes vizsgálatok nem igazolnak (van Leeuwen és mtsai., 2020; Lukács és mtsai., 2024; Peralta-Sánchez és mtsai., 2023; Tóth és mtsai., 2023).

Az említett tudáshiányokat felismerve már egyre több tanulmány foglalkozik bizonyos alternatív magterjesztő vektorok szerepével és fontosságával, például a vízimadarak magterjesztésben betöltött szerepével (Green és mtsai., 2023; Lovas-Kiss és mtsai., 2023a,b). Emellett több tanulmány vizsgálta a magokkal vagy gyümölcsökkel táplálkozó prédaállatok (hüllők, rágcsálók) és predátorok (ragadozó emlősök és madarak) trofikus kapcsolatából eredő másodlagos magterjesztés lehetőségét (Jansen és mtsai., 2012; Hämäläinen és mtsai., 2017; Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018; Godó és mtsai., 2022). Egyes nappali ragadozómadár fajok, például a kékes rétihéja (*Circus cyaneus*), az egerészölyv (*Buteo buteo*) és a vörös vércse (*Falco tinnunculus*) másodlagos magterjesztő szerepét már bizonyították (Hämäläinen és mtsai., 2017; Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018). Emellett néhány kutatásban az éjjeli ragadozómadarak (főként baglyok) köpeteiben található magokat vizsgálták (Maser és Brodie, 1966; Grant és mtsai., 1975, MacCracken és mtsai., 1985; Álvarez-Castañeda és mtsai., 2004; Shehab és Al Charabi, 2006). Ennek a jelenségnek a kimenetelét azonban kevés alkalommal tesztelték csíráztatásos kísérletekkel (Dean és Milton, 1988; Pearson és Ortega, 2001).

## Célkitűzések

Az értekezés célja a szárazgyepeken előforduló madárfajok élőhelyátalakító szerepének mélyebb megismerése azokon a természetvédelmi szempontból is kiemelkedő madár-növény interakciókon keresztül, amelyek hatással vannak a szárazgyepek fajkészletére és szerkezetére. Ezeket az ökológiai folyamatokat természetközeli, illetve ember által jelentősen átalakított táji környezetben vizsgáltuk, elsődlegesen a Hortobágy kistáj térségére fókuszálva. Az értekezés két fejezetből áll, melyek nemzetközi folyóiratokban megjelent impakt faktoros közleményeken alapulnak.

1. fejezet. Tanulmányunkban azt vizsgáltuk, hogy az eurázsiai daru táplálkozási viselkedéséhez kötődő talajbolygatás milyen módon befolyásolja a szárazgyepek vegetációjának fajösszetételét és szerkezetét. Emellett értékeltük a darvak ökoszisztéma mérnök szerepét a vegetáció természetességének, a legeltetésre alkalmas szálastakarmány minőségének és a virágos növények jelenlétének mutatói alapján (Valkó és mtsai., 2022).

2. fejezet. Tanulmányunk fő célja a gyöngybagoly másodlagos magterjesztő szerepének ökológiai vizsgálata volt egy nagy mintaszámú csíráztatásos kísérletsorozat keretén belül. Kutatásunk során nyílt tájban elhelyezkedő élőhelyekre fókuszáltunk, mivel ez a magterjedési rendszer alulvizsgált ezeken az élőhelyeken, szemben az erdei ökoszisztémákkal. A másodlagos magterjesztés folyamata mellett a köpeteknek a csírázásra és a csíranövények megtelepedésére gyakorolt hatását is vizsgáltuk (Godó és mtsai., 2023).

# 1. fejezet: Darvak által okozott talajbolygatás hatása gyepi élőhelyek növényközösségeire

## 1.1. Bevezetés

A Hortobágyi Nemzeti Park Európa, illetve a világ egyik legnagyobb daru gyülekezőhelyévé nőtte ki magát az elmúlt néhány évtizedben (Végvári és mtsai., 2010). A darvak számának jelentős növekedése következtében a darvak szikes gyepekre gyakorolt hatása is megnőtt. A gyepeken táplálkozó madarak talajbolygatást idéznek elő, amelyeket „daruszántásnak” neveztek el a pásztorok (Valkó és mtsai., 2022). Ezeknek a bolygatott foltoknak szemmel láthatóan eltérő növényzete van a bolygatatlan gyepekhez képest (Valkó és mtsai., 2022). A daruszántások ökológiai szerepét mindeztáig még nem vizsgálták, de terepi tapasztalatok alapján a táplálkozáshoz köthető ökoszisztéma mérnöki tevékenység egy releváns folyamat lehet a nyílt tájakon élő nagytestű madarak esetében. A jelenség különösen szembetűnő a vonulás idején, amikor a madarak nagy csoportokba verődve táplálkoznak. A táplálkozóterületeken keletkezett bolygatott foltok valószínűleg kevésbé tartósan maradnak fenn, mivel ezeket a területeket csak ideiglenesen használják a madarak. Viszont mivel a világszinten elterjedt darufélék (*Gruidae*) családjába tartozó fajok elsősorban gyepi élőhelyeket használnak (Austin és mtsai., 2018), ezért ez a tevékenységük nagy területeket érint, ezért fontos szerepet játszhatnak bizonyos ökoszisztémák élőhelyi viszonyainak befolyásolásában (König és mtsai., 2021). A folyamat potenciális jelentősége ellenére nem ismerünk olyan tanulmányokat, amelyek a táplálkozó darvak hatását vizsgálták a természetes élőhelyek fajösszetételére, szerkezetére vagy környezeti adottságaira.

## 1.2. Célkitűzések

Kutatásunkban az eurázsiai darvak táplálkozásának a szárazgyepék vegetációjára kifejtett hatását vizsgáltuk. A szárazgyepi ökoszisztéma állapotának több szempontból történő értékeléséhez a vegetáció természetességének, a legeltetésre alkalmas szálastakarmány minőségének és a virágos növények jelenlétének mutatóit is használtuk. A következő kérdésekre kerestük a választ:

(i) Különbözik-e a darvak által bolygatott gyepek vegetációjának fajösszetétele és szerkezete a bolygatatlan gyepekétől?

(ii) Mely növényi funkcionális csoportok megtelepedését segíti és melyekét gátolja a darvak talajbolygatása?

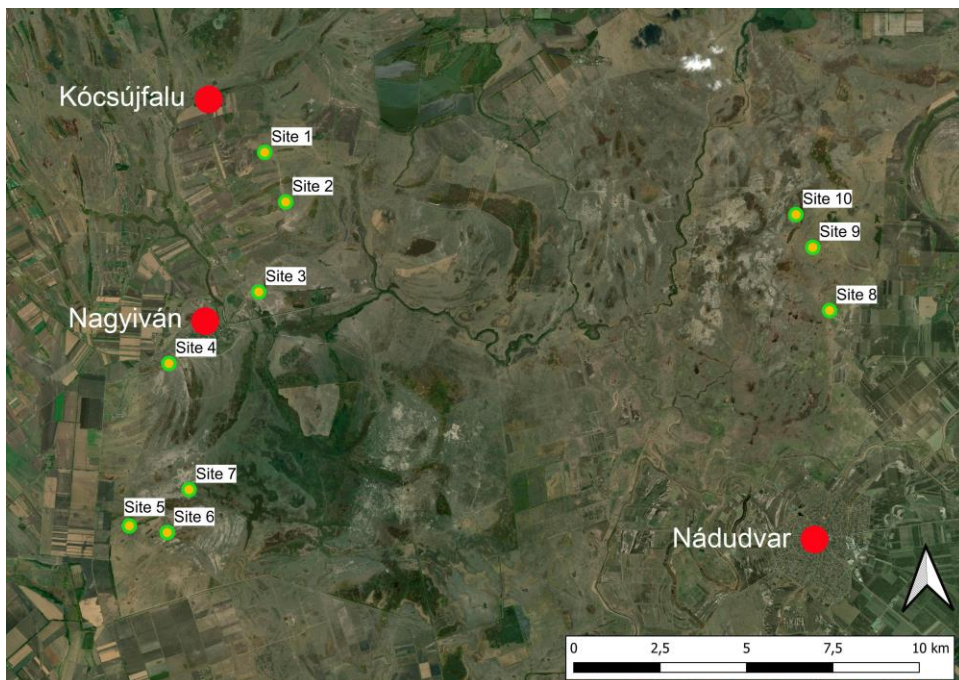
(iii) Hogyan befolyásolja a darvak táplálkozásához kötődő talajbolygatás a szálastakarmány minőségét és a beporzó közösségek számára meghatározó rovarbeporzású növények borítását?

Tanulmányunk fő célja az volt, hogy értékelje az eurázsiai daru táplálkozásának ökoszisztéma mérnök hatását a szárazgyepek vegetációjának összetételére, a növényi sokféleségre, a természetességre, a legeltetésre alkalmas szálastakarmány minőségére és a beporzók által használt virágos növények jelenlétére. Eredményeink hozzájárulhatnak annak megértéséhez, hogy talajbolygatásuk által a nagyméretű madárfajok milyen módon befolyásolják a szárazgyepi közösségek ökoszisztéma szolgáltató képességét. Az eredmények nemcsak az eurázsiai daru szempontjából lehetnek relevánsak, hanem más darufajok esetében is.

### **1.3. Anyag és módszer**

#### *Mintavételi terület*

A mintavételi helyszíneket a Hortobágyi Nemzeti Parkban jelöltük ki (Angyalháza, Kunmadarasi-puszta, Nagyiváni-puszta) (1. ábra). Az éghajlat mérsékelt övi kontinentális, az éves átlaghőmérséklet  $9,5^{\circ}\text{C}$ , az éves átlagos csapadékmennyiség 550 mm (Fick és Hijmans, 2017). A mintaterület legmeghatározóbb talajtípusa a réti szolonyec, amelyet sekély humuszos A szint, és magas pH-val és Na-sótartalommal jellemezhető oszlopos B szint alkot (IUSS Munkacsoport, 2015). A Hortobágy egy alföldi síkság, a tengerszint feletti magassága 87 és 110 m között változik.



**1. ábra** A mintavétel helyszínei (zöld) a Hortobágyi Nemzeti Parkban, illetve az érintett közigazgatási területhez tartozó települések (piros)

A tájban szárazgyepek, nedves rétek és mocsarak váltják egymást, valamint kisebb kiterjedésben szántóterületek is előfordulnak. A legelterjedtebb szárazgyep típus a cickafarkfüves szikes puszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*), amely a mérsékelt szikes talajon előforduló rövidfüvű szárazgyep, és többnyire extenzív legeltetéssel kezelik. A vegetáció 50–80%-át adó domináns fűfaj a veresnadrág csenkesz (*Festuca pseudovina*), illetve a jellemző évelő növényfajok közé tartozik a mezei cickafark (*Achillea collina*), a pusztai cickafark (*Achillea setacea*), a lándzsás útifű (*Plantago lanceolata*), a közönséges szikipozdor (*Podospermum canum*) és a különböző here fajok (*Trifolium* spp.) (Deák és mtsai., 2014). A mintavételezés szikes szárazgyepekben történt, amelyeken cickafarkfüves szikes puszta társulás volt jellemző.

#### *Modell faj*

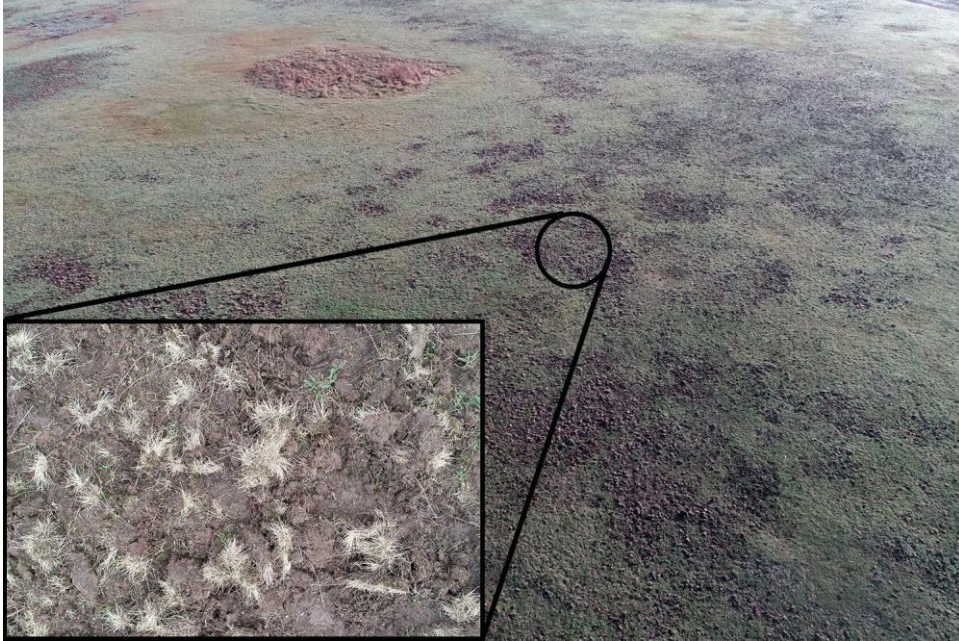
Az eurázsiai daru (2. ábra) egy nagytestű madárfaj, amely a Palearktisz területén fordul elő. Világállománya jelenleg erőteljesen növekszik, és mintegy 500 000 egyedre becsülik (Wetlands International, 2015; BirdLife International, 2024). A daru Magyarországon és az Európai Unió egész

területén védett, valamint közösségi jelentőségű madárfaj, ami szerepel az EU Madárvédelmi Irányelv (2009/147/EC) I. mellékletében.



**2. ábra** Eurázsiai daru (*Grus grus*) (saját felvétel)

A hortobágyi tartózkodásuk alatt a darvak napközben nagyrészt a szántóterületeken (különösen a kukoricatarlókon) és gyakran gyepeken is táplálkoznak (Végvári, 2002). Az éjszakákat halastavakon, illetve nagy kiterjedésű vizes élőhelyeken töltik, ahol jobban védve vannak a ragadozóktól. A gyepeken a darvak egy különleges táplálkozási viselkedést mutatnak, amit „daruszántásnak” neveznek (3. ábra). Ez azt jelenti, hogy miközben a madarak a gyepeken keresik a gerinctelen állatokat (Anteau és mtsai., 2011), eltávolítják a növénytakarót, és csőrükkel intenzíven bolygatják, felszántják a talajfelszínt (általában a felső 1–2 cm-t). A bolygatott talajfelszín távolról egy szántott agrárterületre emlékeztet (3. ábra). A daruszántások területe általában 10 és 100 m<sup>2</sup> között mozog, de időnként ennél nagyobb kiterjedésben is előfordulnak a pusztákon.



**3. ábra.** Daruszántás madártávlatból, illetve testközelből (saját felvétel)

#### *Mintavételezés*

A vizsgálati helyszíneket 2019 októberében jelöltük ki, amikor a darvak által okozott talajbolygatások a leglátványosabbak voltak. A következő szempontokat vettük figyelembe a helyszínek kiválasztásakor:

- (1) a helyszínek legalább 1 km távolságra legyenek egymástól
- (2) a helyszíneken szikes szárazgyepek legyenek (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*)
- (3) minden helyszínen extenzív legeltetést folytassanak
- (4) minden helyszínen a darvak által bolygatott foltok és a bolygatatlan gyepek egyaránt megtalálhatók legyenek 0,5 km távolságon belül
- (5) a bolygatott és bolygatatlan területek legalább 50 m<sup>2</sup> kiterjedésűek legyenek.

Minden helyszínen két 30 m<sup>2</sup>-es állandó mintavételi egységet jelöltünk ki, egyet a bolygatott területen, és egyet a bolygatatlan gyeppen. 2020 októberében újra felkerestük az összes helyszínt, hogy ellenőrizzük, a 2019-ben daruszántással érintett területek ismét bolygatottak voltak-e 2020-ban, illetve, hogy a 2019-ben kijelölt kontroll területek érintetlenek maradtak-e

2020-ban is. A vizsgálat során ezek a feltételek maradéktalanul teljesültek. Minden mintavételi egységben tíz darab  $1 \times 1$  m-es négyzetet jelöltünk ki, amelyeket pontosan megjelöltünk föld alá helyezett fém pálcákkal, amelyeket fémkereső eszköz (Garrett Ace 150) segítségével vissza tudunk találni. Összesen 100 bolygatott és 100 kontroll négyzet lett kijelölve. Az említett mintavételi egység és kvadrát méretet az alapján választottuk ki, hogy i) igazodjon a daruszántások átlagos méretéhez, és hogy ii) kis léptékben vizsgálhassuk a növényzet összetételét. A mintavételi stratégiánkat tehát nagyszámú kisméretű négyzetre optimalizáltuk, szemben a több mintavételi egységen történő kevesebb nagyméretű négyzet felméréssel. Minden kvadrátban feljegyeztük az edényes növények fajlistáját és azok százalékos borítását összesen négy alkalommal: 2020 április elején, 2020 június közepén, 2021 április elején és 2021 június közepén. Ez összesen 800 megfigyelést eredményezett. Az edényes növények nevezéktanához Király (2009) munkáját vettük alapul. Emellett rögzítettük az edényes növények és a kriptogámok (mohák, zuzmók és Nostoc kéalgák) teljes százalékos borítását.

#### *Vizsgált funkcionális csoportok és növényi jellegek*

Az edényes növényfajokat négy morfológiai csoportba soroltuk: rövidéletű kétszikűek, rövidéletű füvek, évelő kétszikűek és évelő füvek (Király 2009; E. Vojtkó és Lukács, 2015). A fajok teljes listáját és a morfológiai csoportokba való besorolásukat az 1. függelék tartalmazza.

A természetvédelmi szempontú értékeléshez két mutatót használtunk: a Shannon-diverzitást és a természetességi értéket. A Shannon-diverzitás a növényközösségek diverzitásának kifejezésére alkalmas mutató, amely a jelenlét-hiány adatokon túl a fajok tömegességét is figyelembe veszi (Marcon és mtsai., 2014). Az edényes növényfajok Shannon-diverzitását minden kvadrátra kiszámítottuk. A vegetáció természetességének jellemzésére a növényfajokat szociális magatartási típusokba soroltuk Borhidi (1995) osztályozási rendszerének megfelelően. Az osztályozási rendszer minden szociális magatartás típus kategóriához természetességi értéket rendel, ami -3-tól (adventív kompetitorok) +10-ig (unikális specialista fajok) terjed. A mintavételi kvadrátok természetességi értékét a borítással súlyozott természetességi értékekkel fejeztük ki.

Két további mutatót használtunk a legelő minőségének értékelésére. Egyrészt figyelembe vettük a Balázs-féle takarmány minőség osztályozási indexet (Balázs, 1949), amely több fogyasztathatósági szempontot is

figyelembe vesz. A fajokat Balázs (1949) osztályozási rendszerének megfelelően csoportosítottuk takarmányminőségük szerint. A takarmányminőségi pontszámok -3-tól (mérgező növények) +8-ig (nagyon értékes takarmánynövények) terjednek. Emellett elemeztük a fajlagos levélfelület (SLA, specific leaf area) értékeket: a nagyobb SLA értékek a hidratáltabb és a legelő állatok számára vonzóbb levelekre jellemzőek, így szintén fontos információval szolgálnak a takarmány minőségére vonatkozóan (Zheng és mtsai., 2010). Az átlagos SLA értékeket egy regionális adatbázisból (E. Vojtkó és mtsai., 2020) gyűjtöttük ki, míg a regionális adatbázisban nem szereplő fajok esetében a LEDA adatbázist (Kleyer és mtsai., 2008) használtuk. A növényfajok borításával súlyozott takarmányminőségi és SLA értékeket (borítással súlyozott közösségi átlag; community-weighted mean; CWM) minden kvadrátra kiszámítottuk.

A rovarbeporzású virágos növények jelenlétét két mutatóval jellemeztük: a fajok virágzásának hosszával és a rovarbeporzású fajok borítási értékével. A virágzás hosszát Király (2009) munkája alapján számoltuk ki, a növényfajok hónapokban mért virágzási ideje alapján. A virágzási időszak CWM-jét minden kvadrátra kiszámítottuk.

### *Statisztikai elemzések*

Általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) használtunk a bolygatás hatásának (két szint: daruszántások és kontroll gyepek; magyarázó változó), illetve az évszak hatásának (két szint: tavasz és nyár; magyarázó változó) tesztelésére. Az elemzéseket R statisztikai programozási környezetben végeztük el (R Core Team, 2021), az 'lme4' és 'lmerTest' R-csomagokat használva (Bates és mtsai., 2015; Kuznetsova és mtsai., 2017). A függő változók a következők voltak: vegetáció teljes százalékos borítása, kriptogám borítás, évelő kétszikűek borítása, évelő fűvek borítása, rövidéletű kétszikűek borítása, rövidéletű fűvek borítása, Shannon-diverzitás, természetességi érték, takarmányminőségi érték, az SLA súlyozott közösségi átlaga (CWM), a fajok virágzási hosszának borítással súlyozott átlaga és a rovarbeporzású növények borítása. A mintavételi helyszíneket és a felmérés évét random faktorként használtuk a modellekben. Az alkalmazott 'lme4' csomag a lineáris vegyes modellek esetében nem a p-értékeket, hanem helyette a t-értéket veszi figyelembe (Burnham és Anderson, 2002). Ezért ha a t-statisztikai eredmények abszolút értékei nagyobbak 2,0-nál, akkor azok szignifikáns kapcsolatokra utalnak, amelyek analógok a  $p < 0,05$  értékkel (Bates és mtsai., 2015). A magyarázó

változók közötti kontrasztok megjelenítéséhez kiszámoltuk a magyarázó változók közötti interakciókat, és ezekre számoltunk kontrasztokat (Tukey post hoc teszt). Az interakciók eredményei azonban nem kerültek tárgyalásra az anyagban.

A vegetáció fajösszetételének összehasonlításához a bolygatott területeken és a kontroll gyepekben a két vizsgálati évben és két évszakban nem metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) alkalmaztunk, amihez a fajok százalékos borításértékeit használtuk a CANOCO 5.0 programban (ter Braak és Šmilauer, 2012). A sokváltozós elemzés során az egyes mintaterületek kvadrátjait évszakonként és évenként átlagoltuk.

Azt, hogy a növényfajok borítása különbözik-e i) a daruszántások, illetve kontroll területek között, ii) az évek (2020-2021) és iii) az évszakok (tavasz-nyár) között, permutációs többváltozós varianciaelemzéssel vizsgáltuk (PERMANOVA). A számoláshoz a 'PERMANOVA' csomagban elérhető PERMANOVA függvényt használtuk (Vicente-Gonzalez és Vicente-Villardón, 2021) R statisztikai környezetben (R Core Team, 2021).

A daruszántással érintett területekre és a bolygatatlan kontroll gyepekre jellemző karakterfajok kimutatásához indikátorfaj elemzést használtunk, amely statisztikai módszer az egyes fajok relatív abundanciáját kombinálja a relatív előfordulási gyakorisággal a különböző élőhelyi egységekben (Dufréne és Legendre, 1997). Az elemzésekhez az R 'labdsv' csomagját használtuk.

## 1.4. Eredmények

### *Fajösszetétel*

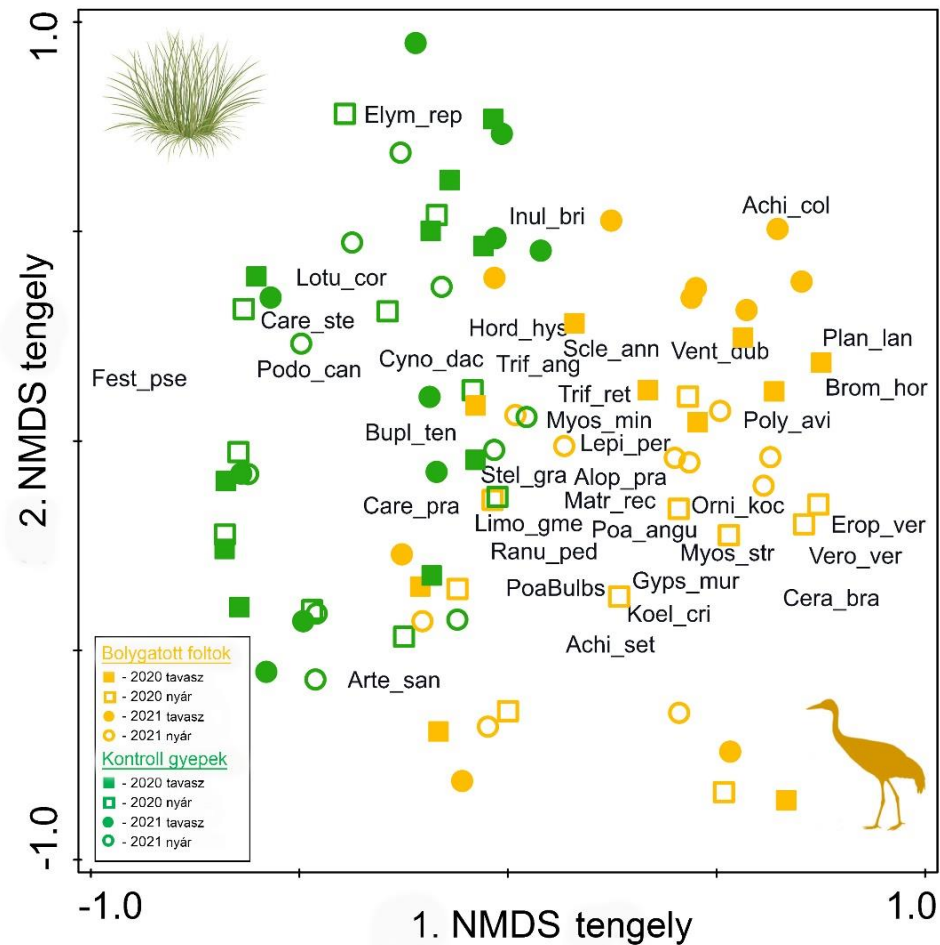
Összesen 68 edényes növényfajt találtunk, amelyek közül 62 faj fordult elő a daruszántásokon, illetve 57 a bolygatatlan kontroll gyepeken (1. függelék). Összesen 16 karakterfajt azonosítottunk a daruszántással érintett területeken, és hetet a kontroll gyepekben (1. táblázat). A daruszántások karakterfajai közé tartoztak a korai szukcessziós, rövidéletű kétszikűek – a tavaszi ködvirág (*Erophila verna*), az apró nefelejcs (*Myosotis stricta*) és a madárkeserűfű (*Polygonum aviculare*) – és rövidéletű fűvek – a puha rozsnok (*Bromus hordeaceus*) és a sziki árpa (*Hordeum hystrix*) –, valamint néhány évelő kétszikű, például a pusztai cickafark (*Achillea setacea*) és a pusztai sárma (*Ornithogalum kochii*). A bolygatatlan gyepeket évelő fűvek

– keskenylevelű sás (*Carex stenophylla*), közönséges tarackbúza (*Elymus repens*), keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*), és generalista évelő kétszikűek – réti peremizs (*Inula britannica*), szarvaskerep (*Lotus corniculatus*) jellemezték (1. táblázat).

**1. táblázat.** Az indikátorfaj-elemzés eredményei a daruszántások és a kontroll gyepek tekintetében.

Daruszántások karakterfajai	Indikátor érték	p-érték
<i>Achillea setacea</i>	0,312	0,001
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,813	0,001
<i>Cerastium brachypetalum</i>	0,946	0,001
<i>Erophila verna</i>	0,709	0,001
<i>Hordeum hystrix</i>	0,308	0,001
<i>Koeleria cristata</i>	0,265	0,001
<i>Matricaria chamomilla</i>	0,428	0,004
<i>Myosotis stricta</i>	0,377	0,001
<i>Ornithogalum kochii</i>	0,328	0,001
<i>Polygonum aviculare</i>	0,827	0,001
<i>Potentilla argentea</i>	0,250	0,002
<i>Scleranthus annuus</i>	0,543	0,001
<i>Spergularia rubra</i>	0,234	0,021
<i>Stellaria graminea</i>	0,334	0,001
<i>Ventenata dubia</i>	0,505	0,001
<i>Veronica verna</i>	0,436	0,001
<b>Kontroll gyepek karakterfajai</b>		
<i>Cardaria draba</i>	0,223	0,003
<i>Carex praecox</i>	0,300	0,001
<i>Carex stenophylla</i>	0,648	0,001
<i>Elymus repens</i>	0,681	0,001
<i>Inula britannica</i>	0,497	0,001
<i>Lotus corniculatus</i>	0,535	0,001
<i>Poa angustifolia</i>	0,203	0,034

A daruszántások és a bolygatatlan gyepek fajösszetétele jól elkülönült az NMDS ordináció vízszintes tengelyén (4. ábra). Különbséget tapasztaltunk a daruszántással érintett területek tavaszi és nyári növényzete között, míg a bolygatatlan gyepek fajösszetétele hasonló volt a két vizsgált évszakban. Nem volt egyértelmű évek közötti különbség a növényzetben.

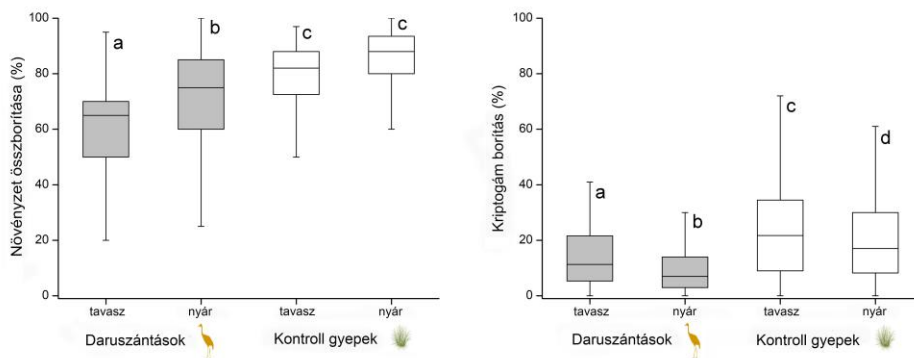


**4. ábra.** Nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredménye a daruszántásokon és a kontroll foltokon a két vizsgált év különböző időszakában. Az ábrán a 35 legnagyobb borítású faj van feltüntetve, a fajok neveinek rövidítése során a nemzetség név első négy, illetve a fajnév első három karakterét jelenítettük meg. Az első tengely magyarázóereje 57,30%, a második tengely magyarázóereje 23,51%. Stressz értéke: 0,08.

A PERMANOVA elemzés megerősítette az ordinációval kapott eredményeket. A daruszántások és a bolygatatlan gyepek fajösszetétele különbözött egymástól ( $F = 40,11$ ,  $p = 0,048$ ). A növényzet különbözött a két évszak között ( $F = 2,62$ ;  $p = 0,001$ ), de nem volt szignifikáns különbség az évek között ( $F = 1,69$ ;  $p = 0,131$ ). A bolygatás és az év kölcsönhatása ( $F = 14,52$ ;  $p = 0,001$ ), valamint a bolygatás és az évszak kölcsönhatása ( $F = 15,52$ ;  $p = 0,001$ ) szignifikánsan különböző fajösszetételeket eredményezett, míg az év és az évszak kölcsönhatás ( $F = 1,61$ ;  $p = 0,101$ ) nem volt hatással a vegetáció fajösszetételére.

*Növényi funkcionális csoportok, természetvédelemi értékek, ökoszisztéma-szolgáltatások*

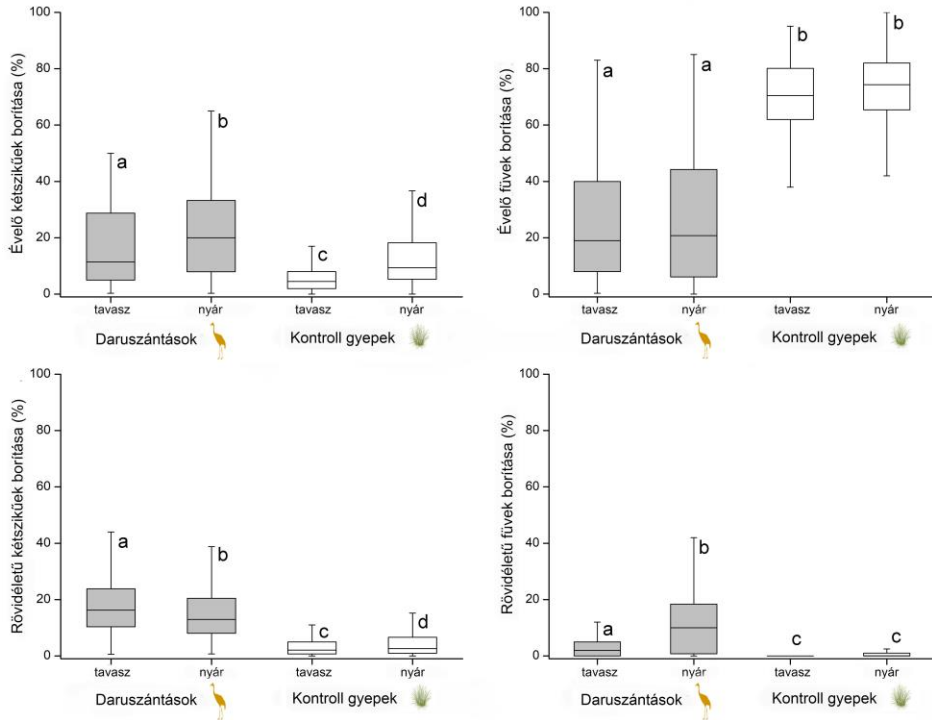
A daruszántás hatása jelentős volt az összes vizsgált változóra (2. táblázat). A növényzet összborítása, a kriptogámok borítása és az évelő fűvek borítása kisebb volt a daruszántásokon, mint a bolygatatlan gyepekben, míg az évelő kétszikűek, a rövidéletű kétszikűek és a rövidéletű fűvek nagyobb mennyiségben fordultak elő a daruszántással érintett foltokon (5. ábra, 6. ábra).



**5. ábra** A daruszántások (szürke szín) és a kontroll gyepek (fehér szín) vegetációjának összborítása, illetve a kriptogámok borítása a vizsgált évszakokban (tavasz, nyár).

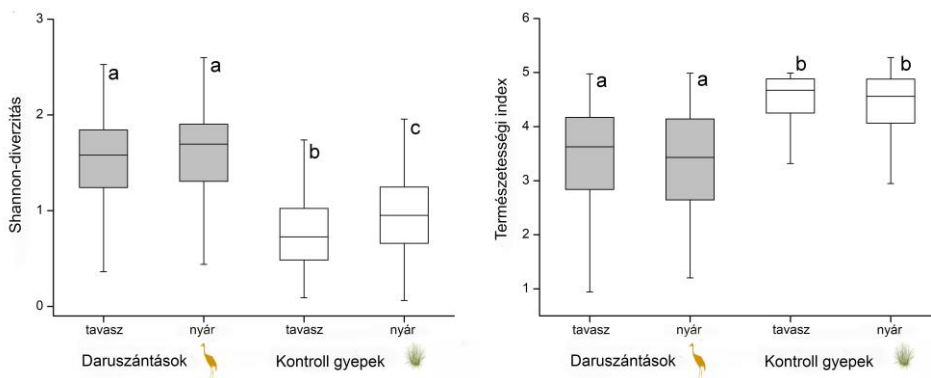
**2. táblázat.** Az élőhely állapotának (daruszántás/bolygatatlan gyepek) és az évszaknak (tavasz/nyár) (magyarázó változók), a vegetáció szerkezetére, ökoszisztéma állapotra és a növényi funkcionális csoportokra (függő változók) kifejtett hatása (GLMM).

	Élőhely (daruszántás/bolygatatlan gyepek)			Évszak (tavasz/nyár)		
	Estimate	SE	t-érték	Estimate	SE	t-érték
Növényzet teljes borítása	18,700	2,039	9,169	6,965	2,039	3,415
Kriptogámok borítása	9,960	0,879	11,330	-4,931	0,879	-5,609
Évelő kétszikűek borítása	-10,084	0,751	-13,422	5,448	0,751	7,252
Évelő fűvek borítása	45,334	1,120	40,462	2,963	1,120	2,645
Rövidéletű kétszikűek borítása	-12,070	0,569	-21,210	-0,164	0,569	-0,288
Rövidéletű fűvek borítása	-8,858	0,602	-14,716	5,111	0,602	8,491
Shannon-diverzitás	-0,706	0,023	-30,109	0,141	0,023	6,019
Természetességi index	0,944	0,039	23,912	-0,080	0,039	-2,017
Takarmány-minőségi index	0,790	0,028	28,432	0,026	0,028	0,936
Speciális levélfelület	-5,369	0,202	-26,540	-1,458	0,202	-7,207
Virágzási időszak	-0,215	0,039	-5,497	0,114	0,039	2,916
Rovarpeborzású növények borítása	-21,251	0,962	-22,088	3,336	0,962	3,468



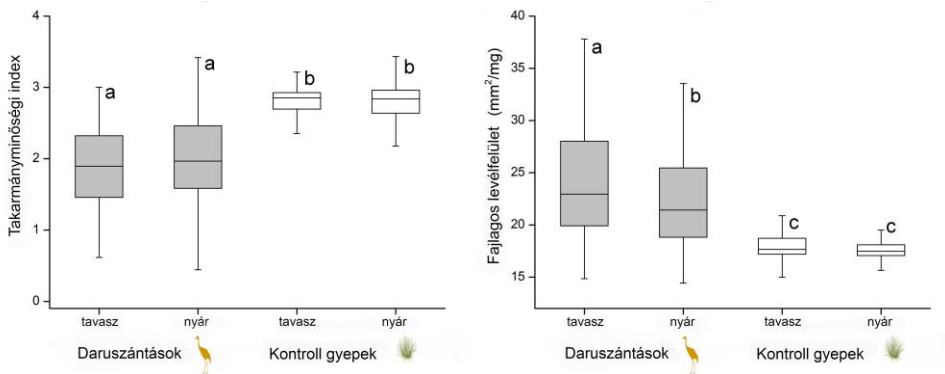
**6. ábra** A daruszántások (szürke szín) és a kontroll gyepek (fehér szín) vegetációjának a különböző funkcionális csoportok borításának függvényében a vizsgált évszakokban (tavasz, nyár).

A daruszántásokat nagyobb Shannon-diverzitás és kisebb természetességi érték jellemezte a kontroll gyepekhez képest (7. ábra).



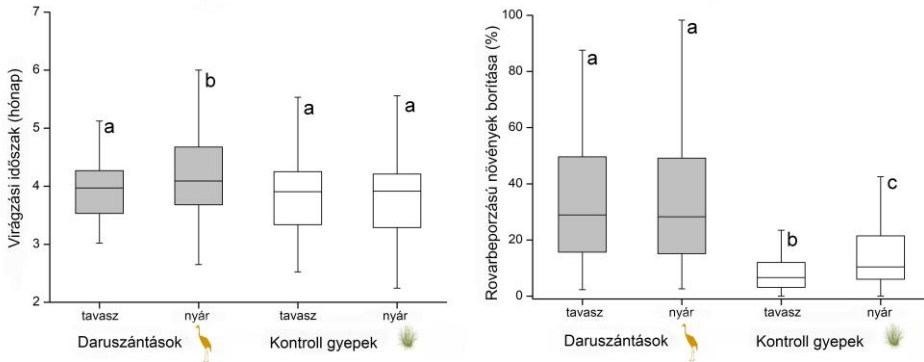
**7. ábra** A daruszántások (szürke szín) és a kontroll gyepek (fehér szín) vegetációjának Shannon-diverzitása és természetességi indexe a vizsgált évszakokban (tavasz, nyár).

A szalastakarmány minősége csökkent, míg a fajlagos levélfelület nőtt a darvak tevékenységének köszönhetően (8. ábra).



**8. ábra** A daruszántások (szürke szín) és a kontroll gyepek (fehér szín) vegetációjának takarmányminőség indexe és fajlagos levélfelülete a vizsgált évszakokban (tavasz, nyár).

A növényfajokat hosszabb virágzási idő jellemezte a daruszántásokon, míg a rovarbeporzású növények borítása nagyobb volt a bolygatott foltokon a kontroll gyepekhez képest (9. ábra).



**9. ábra** A daruszántások (szürke szín) és a kontroll gyepek (fehér szín) vegetációjának virágzási időszaka, illetve a rovarbeporzású növények borítása a vizsgált évszakokban (tavasz, nyár).

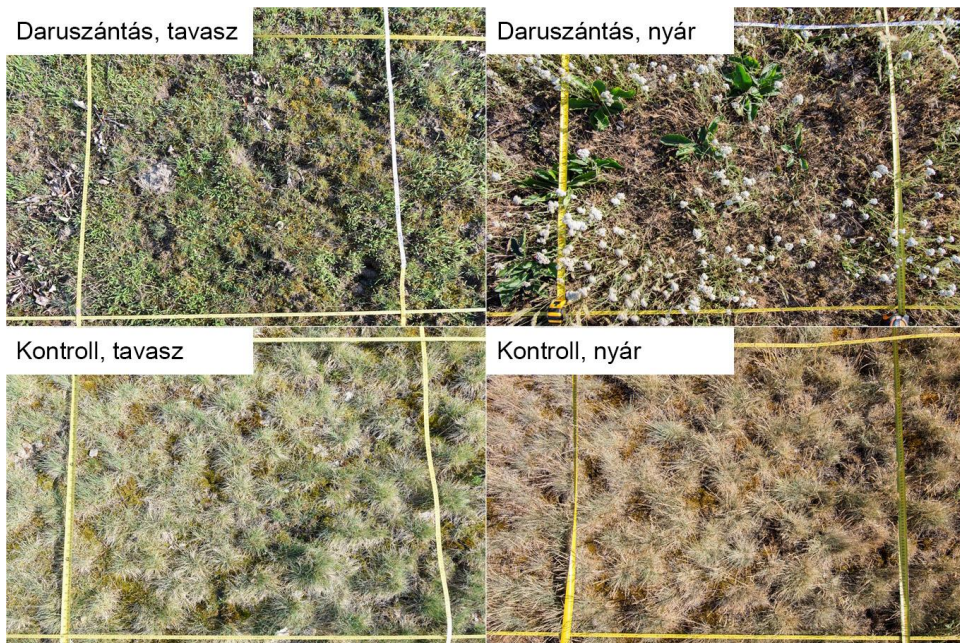
A növényzet összborítása, valamint az évelő kétszikűek, az évelő fűvek és a rövidéletű kétszikűek borítása tavaszról nyárra növekedett, míg a kriptogámok borítása csökkent. A Shannon-diverzitás nőtt, de a természetességi érték csökkent a vegetációs időszak előrehaladtával. Nyáron a közösségeket kisebb fajlagos levélfelületű és hosszabb ideig

virágzó fajok jellemezték, mint tavasszal és a rovarbeporzású növények borítása is nőtt tavaszról nyárra (2. táblázat).

## 1.5. Értékelés

### *A daruszántások hatása a vegetáció szerkezetére*

Vizsgálatunk során azt találtuk, hogy a táplálkozó darvak olyan növényzeti foltokat hoztak létre, amelyek különböznek a szikes szárazgyepek bolygatatlan állományaitól (10. ábra). A daruszántásokat gyér növényzet jellemezte, amelyben az edényes növények és a kriptogám fajok borítása alacsony volt. Az évelő fűvek borítása csökkent, míg az évelő kétszikűek és a rövidéletű fűvek borítása nőtt a daruszántás okozta zavarás hatására (2. táblázat, 5-6. ábra). A nyílt mikroélelőhelyek megjelenése és az évelő fűvek alacsonyabb borítása több növényfaj csírázását tette lehetővé a daruszántásokon, ami nagyobb növényi sokféleséget eredményezett (Deák és mtsai., 2011). Hasonló mintázatokat találtak a perui sivatagokban, ahol a madarak által létrehozott bolygatott talajfelszínek kedvezőbb környezeti feltételeket teremtettek a csírázó növényeknek az érintetlen foltokhoz képest (Rengifo-Faiffer és Arana, 2019).



**10. ábra** A daruszántásokkal érintett területek és a bolygatatlan gyepek a különböző évszakokban (Fotó: Godó Laura)

Romero és munkatársai (2015) metaanalízisükben kimutatták, hogy az ökoszisztéma mérnök fajok tevékenységeinek összességében pozitív hatása van a fajok diverzitására, és ez átlagosan 25%-os fajgazdagság növekedést jelent. Vizsgálatunkban jelentős, közel kétszeres növekedést észleltünk a növényi sokféleségben a daruszántással érintett területeken a kontroll gyepekhez képest (2. táblázat, 7. ábra). Ilyen erős, madárfajok táplálkozásából eredő ökoszisztéma mérnöki hatást korábban nem mutattak ki. Különösen jelentős ez a mértékű hatás, ha figyelembe vesszük, hogy a darvak évente csupán néhány héten keresztül használják a gyepi táplálkozóterületeiket, tevékenységük mégis alapvetően befolyásolja a növényzet szerkezetét és fajgazdagságát. Az eredmény amiatt is jelentős, mert az eddigi vizsgálatok eredményei alapján az ökoszisztéma mérnök fajok hatása a mérsékelt égövi területeken általában kisebb mértékű, a 23. szélességi foknál nagyobb szélességi körökön már kevésbé érvényesül (Romero és mtsai., 2015).

A daruszántások és a bolygatatlan területek fajösszetétele jól láthatóan elkülönült, amint azt az NMDS elemzés eredménye is mutatta (4. ábra). Ez arra utal, hogy a darvak egyedi fajösszetétellel rendelkező növényzeti foltokat hoznak létre a gyepeken belül. A daruszántásokat a korai szukcessziós, rövidéletű fűvek és kétszikűek jellemezték, amelyek természetes elemei a szikes gyepek felnyílt, taposott és legeltetett foltjainak (Deák és mtsai., 2015). Invazív vagy erős kompetitor gyomfajok nem fordultak elő a bolygatott területeken, ami feltehetően a talaj magas sótartalmának köszönhető (Tóth és mtsai., 2022; Valkó és mtsai., 2017). A daruszántással érintett területekre jellemző volt a vegetáció nagymértékű szezonális változása, míg a bolygatatlan gyepeken ez a hatás kevésbé volt észrevehető.

#### *Növényi funkcionális csoportok, természetvédelmi értékek, ökoszisztéma-szolgáltatások*

Megfigyeltük, hogy a daruszántásokkal érintett területeken növekedett a növényzet diverzitása, de ugyanakkor csökkent a természetességi érték. Ennek oka, hogy magas volt a korai szukcessziós, természetes pionír és zavarástűrő fajok borítása, valamint alacsonyabb volt a generalisták és a kompetitor fajok borítása (különösen a veresnadrág csenkeszé, amely a szikes gyepek domináns fűfaja). A haszonállatok legelése következtében kialakuló korai szukcessziós növényzeti foltok szerves részei a vizsgált

ökoszisztémának, így jelenlegi kiterjedésükben e foltok nem jelentenek természetvédelmi problémát (Deák és mtsai., 2015; Valkó és mtsai., 2017).

A darvaknak a szálastakarmány minőségére kifejtett hatását két mutató segítségével értékeltük. A Balázs-féle értékkel kifejezett takarmányminőség alacsonyabb volt a daruszántásokon a bolygatatlan gyepekhez képest (2. táblázat, 8. ábra), mivel a bolygatott területeket főként pionír fajok jellemezték, amelyek korán kihajtanak és kiszáradnak a legeltetési szezon elején, így nem biztosítanak megfelelő takarmányt a nyári és őszi időszakban (Balázs, 1949). Ez azt jelzi, hogy a daruszántások jelentős mértékű kiterjedése problémát jelenthet a legelőgazdálkodás számára. Azonban a bolygatott területek általános takarmányminőség csökkenésének negatív következményeit ellensúlyozhatja a kora tavaszi szálastakarmány-növények nagyobb mértékű elérhetősége. Az SLA egy másik takarmányminőségi mutató; a legelőállatok, amennyiben van rá lehetőségük, jellemzően a nagy fajlagos levélfelületű fajokat választják, amelyek friss, üde levelekkel rendelkeznek (Balogh és mtsai., 2021). Megállapítottuk, hogy a bolygatott foltokat olyan növények jellemzik, amelyek nagyobb SLA értékkel rendelkeznek (2. táblázat, 8. ábra). Ez különösen fontos lehet a legelőgazdálkodás szempontjából a tavaszi periódusban, amikor a bolygatott területeken kialakuló korai növekedésű pionír növényzet fontos kiegészítő takarmányt nyújthat a haszonállatok számára az érintetlen gyepek mellett. A daruszántásokkal érintett területeken növekvő rövidéletű fűvek (például puha rozsok, sziki árpa és gumós perje) friss hajtásai is megfelelő takarmányt nyújthatnak a legelő állatok számára tavasszal (Molnár, 2017).

Megállapítottuk, hogy a daruszántásokon a rovarbeporzású virágos növények hosszabb ideig és nagyobb mennyiségben voltak jelen, mint az érintetlen gyepekben (2. táblázat, 9. ábra). Ez hozzájárulhat a rovarok diverzitásának fenntartásához, különösen a beporzó közösségek és a pollennel táplálkozó fajok esetében (Bátori és mtsai., 2020). Ez az ökológiai hatás különösen fontos természetvédelmi jelentőséggel bír a fűvek által dominált élőhelyeken, amelyekben viszonylag kevés nektárt termelő növényfaj fordul elő. Hasonló jelenségről számoltak be a szibériai mormoták (*Marmota sibirica*) várain is, ahol a virágos növények nagyobb száma és jobb láthatósága több beporzót vonzott a környező bolygatatlan gyepekhez képest (Yoshihara és mtsai., 2010).

## *Konklúzió*

Eredményeink arra utalnak, hogy a darvak táplálkozási tevékenységének hatásai természetvédelmi és legelőgazdálkodási szempontból egyaránt összetettek. A darvak táplálkozásával járó talajbolygatásnak egyaránt voltak pozitív és negatív hatásai a vizsgált gyepi ökoszisztéma különböző szerkezeti és funkcionális komponenseire nézve. A darvak korai szukcessziós állapotban levő, nyílt növényzeti foltokat hoznak létre, amelyek növelték a tájszintű biodiverzitást és a virágos növények elérhetőségét, de csökkentették a bolygatatlan szikes gyepek területét. A darvak által bolygatott foltok megfelelő takarmányforrást biztosítanak a legelő haszonállatok számára a legelési szezon elején, de később az elérhető növényzet takarmányminősége romlott. A daruszántásokhoz hasonló bolygatott foltok fontos elemei a gyepekkel borított tájaknak, mivel hatékonyan növelik a táji szintű változatosságot és megtelepedési lehetőséget biztosítanak számos növényfajnak (Limb és mtsai., 2010).

A darvak helyhűsége miatt úgy tűnik, hogy a daruszántások állandó tájképi elemek, amelyeket a madarak tevékenységükkel korai szukcessziós állapotban tartanak. Egy érdekes kérdés lehet a jövőbeli kutatások számára, hogy miért preferálják a darvak a korábban már használt táplálkozóhelyeket. Feltehetően fizikailag könnyebb táplálkozni a korábbi bolygatott, lazább talajszerkezetű foltokon, de meg kell vizsgálni, hogy ezen felül a darvak táplálkozási tevékenysége és az ezzel járó bolygatás növeli-e néhány kedvelt táplálékuk, bizonyos talajban élő gerinctelenek előfordulását.

Tekintettel az eurázsiai darvak világalloományának növekedésére (Wetlands International, 2015; BirdLife International, 2024), illetve a klímaváltozás következményeként az enyhe telek rendszeres előfordulására, várható, hogy a darvak egyre nagyobb egyedszámban és hosszabb ideig tartózkodnak egyes vonulási megállóhelyeiken, illetve, hogy az áttelelő madarak száma is emelkedni fog (Harris és Mirande, 2013). A darvak állományának feltételezhető további növekedése valószínűleg nemcsak az eddig rendszeresen használt, daruszántással érintett foltokra fog hatást gyakorolni, hanem az eddig bolygatatlan gyepterületekre is. Ráadásul az Európa-szerte tapasztalható enyhe telek már most az eurázsiai darvak telelőterületeinek észak felé történő eltolódását eredményezték. Az északnyugat-európai fészkelő állomány telelőterülete már több mint 1000 kilométerrel tolódott el 15 év leforgása alatt (Prange, 1999; Prange és Ilyashenko, 2019). A megfigyelések arra engednek következtetni, hogy ugyanez a viselkedésbeli

változás megtörténik a balti-magyar vonulási útvonalon is. A nedvesebb talajviszonyok miatt a darvak táplálkozásának hatásai a téli hónapokban várhatóan erősebbek lesznek a gyepi élőhelyeken, mint a szárazabb őszi periódusban, amely fokozhatja az élőhelyek átalakulását. Ezért fontos lenne egy monitoring rendszer fenntartása, amely figyelemmel kíséri a bolygatott területek tájszintű kiterjedését, – például műholdképek segítségével – hogy nyomon lehessen követni a vegetációs változásokat. Eredményeink alátámasztják a korábbi megállapításokat, miszerint fontos lenne fenntartani a jelenleg is használt „daruföldeket” a nemzeti park területén, hogy az elsődleges táplálkozási területeket biztosítsuk a fajnak, ezzel elkerüljük a gyepterületeken a darvak egyedszámának jelentős növekedését (Végvári, 2002). Ezeken a területeken a kukorica termesztése lenne a legjobb megoldás, mivel az aratás után a tarlókon visszamaradt kukorica a darvak legkedveltebb tápláléka.

Fontos megjegyezni, hogy kevésbé szélsőséges környezetben, például nem szikes talajon, a darvak intenzív táplálkozási tevékenysége és a darvak által létrehozott bolygatott foltok nagyobb aggodalomra adhatnak okot a gyom- és invazív növényfajok esetleges betelepédése miatt. Ez a negatív hatás nem volt jellemző az általunk vizsgált mintaterületen, ami feltehetően a terület talajtani jellegére vezethető vissza (magas sótartalom). Feltételezhetjük, hogy az alacsonyabb szélességi fokokon a darvak ökoszisztéma mérnöki hatása még jelentősebb lehet (Romero és mtsai., 2015). Ezek mind azt jelzik, hogy további részletes vizsgálatokra van szükség más ökorégiókban és élőhelytípusokban.

## **2. fejezet: A gyöngybagoly (*Tyto alba*) általi másodlagos magterjesztés ökológiai szerepe nyílt élőhelyeken**

### **2.1. Bevezetés**

Kutatásunkban egy ritka és véletlenszerű, de bizonyítottan működőképes magterjedési hálózat mechanizmusát tártuk fel. Vizsgálatunkban a gyöngybaglyot választottuk modellfajként, amelynél korábban még nem mutatták ki a másodlagos magterjesztés folyamatát. A vizsgált modell rendszerben egy fogyasztó (elsődleges magterjesztő) és predátor által alkotott, többszintű magterjedési folyamat zajlik, amely a köpetekben rejlő magokon alapul. Vizsgálatunk faunisztikai és florisztikai eredményein túl különböző mintázatokat is sikerült feltárnunk a másodlagos magterjesztéssel kapcsolatban. A köpetekben levő „magbank” meghatározásán felül a köpetek csírázásra gyakorolt hatását is megvizsgáltuk. Mivel a szakirodalomban csak elvétve található publikáció a témával kapcsolatban, ezért eredményeink jelentősen hozzájárulhatnak a másodlagos magterjesztési folyamatok jobb megértéséhez.

### **2.2. Célkitűzések**

Az alternatív magterjedési folyamatok szempontjából a nyílt élőhelyeket jóval kevésbé vizsgálták, összehasonlítva a fás élőhelyekkel (Pearson és Ortega, 2001; Gómez és mtsai., 2019; Godó és mtsai., 2022). Kutatásunkban nyílt élőhelyen vizsgáltunk egy háromszintű magterjesztési hálózatot, amelynek alanyai a magok, a rágcsálók és a gyöngybagoly, mint éjjeli ragadozómadár voltak.

A következő kérdésekre kerestük a választ:

- (i) A gyöngybagoly (*Tyto alba*), képes-e másodlagos magterjesztés által magokat terjeszteni nyílt élőhelyeken?
- (ii) Van-e hatása a szezonálisnak a másodlagos magterjesztés által terjesztett fajok számára és a magok mennyiségére?
- (iii) Van-e hatása a köpetek jelenlétének a csírázásra és a csíranövények megtelepedésére?

## 2.3. Anyag és módszer

### *Mintavételi terület*

Vizsgálati területünk a Hortobágyi Nemzeti Park térségében helyezkedett el, a Hortobágy és a Nagykunság kistájakon (11. ábra). A vizsgálati területeket kiterjedt, nyílt élőhelyek jellemzik: szikes- és löszgyepek, vizes élőhelyek, szikes mocsarak, valamint kis kiterjedésű mezőgazdasági területek a védett területek peremén (Deák és mtsai., 2014).

### *Modell faj*

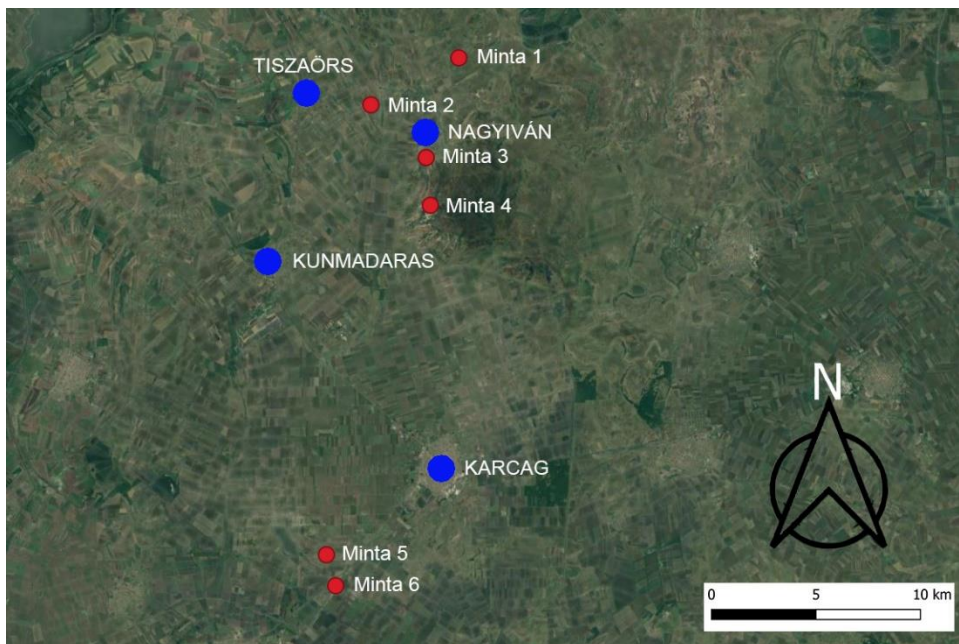
Modellfajként a gyöngybaglyot választottuk (11. ábra), mivel széles körben elterjedt és jelentős állománya él nagy egyedszámban a gyepi és mezőgazdasági élőhelyeken Európa-szerte (König és Weick, 2008). Mivel kozmopolita faj, előfordul minden kontinensen az Antarktisz kivételével (BirdLife International, 2019). Napközben a gyöngybaglyok leggyakrabban pajtákban, épületek padlásain vagy templomtornyokban pihennek, de más tereptárgyakat is használnak, mint például fákat és magasabb bokrokat. Napközben és vadászat közben is rendszeresen köpetelnek a pihenőhelyeken, általában naponta kétszer (Ács, 1985). A gyöngybaglyok köpetei fekete színűek és selymesen csillognak, mivel egy nyákréteg borítja őket. Ezáltal könnyen megkülönböztethetőek más madarak köpetétől (König és Weick, 2008). A gyöngybaglyok széles táplálékspektrummal rendelkeznek, de zsákmányukat általában olyan emlősfajok alkotják, amelyek könnyen elérhetőek (Kiamos és mtsai., 2019). Nem teljesen opportunistá ragadozók, előnyben részesítik az 5 és 30 g közötti méretű zsákmányokat (König és Weick, 2008).



**11. ábra** Gyöngybagoly (*Tyto alba*) (Fotó: Godó Laura)

### *Mintagyűjtés*

2019-ben hat helyszínen gyűjtöttünk köpeteket elhagyatott mezőgazdasági épületekből, ahol állandóan jelen voltak bagolypárok (12. ábra). Minden helyszínről 25 köpetet gyűjtöttünk évszakonként, tavasztól télig (négy gyűjtési periódus)



**12. ábra** A köpetgyűjtés helyszínei (piros), illetve az érintett külterületekhez tartozó települések (kék).

A kivétel ősszel volt, amikor három helyszínről csak 23, 21 és 13 köpetet tudtunk begyűjteni. Összesen 582 köpetet sikerült begyűjteni. Csak friss és ép köpeteket gyűjtöttük be, amelyek jól elkülöníthetőek voltak a régebbiektől, mivel még nem bomlottak szét és jellegzetes fényes fekete színűek voltak. A köpeteket ellenőriztük a gyűjtés során, hogy ne legyen rajuk szennyeződés vagy kívülről rájuk tapadt növényi szaporítóképletek, illetve a földdel érintkező részeket eltávolítottuk. A köpeteket egyesével papírzacskókba helyeztük, majd hűvös és száraz helyen tároltuk, amíg el nem kezdődtek a csíráztatási kísérletek. További 25 köpetet gyűjtöttünk tavasszal azokon a helyszíneken, ahol sok friss köpet volt elérhető, hogy teszteljük a köpetek hatását a csíranövények megtelepedésére.

#### *Csíráztatásos kísérlet*

A tavaszi és nyári mintákat a gyűjtést követően feldolgoztuk. 2019 májusban a tavaszi mintákat és augusztusban a nyári mintákat. Az őszi és téli mintákat 2020 márciusában dolgoztuk fel. A köpeteket egyenként bontottuk szét. Minden köpetben meghatároztuk a prédaállatokat az Ujhelyi (1994) féle csonttani határozókulcsok segítségével. Az emlős maradványokat (például pockok, cickányok és egerek) koponyamorfológiájuk alapján fajszerint azonosítottuk (amennyiben ez

lehetséges volt), és minden más taxont (például egyenesszárnyúak és bogarak) osztály vagy család szintjén soroltuk be, mivel ezek nem voltak relevánsak a vizsgálatunk szempontjából. A kisemlősök esetén minden köpetből fajoként rögzítettük a példányszámot is. Ez az egyes köpetekben található koponyák számán alapult, mivel a baglyok zsákmányukat egészben nyelik le.

A csíráztatásos kísérleteket egy fűtetlen üvegházban végeztük 2019 májusától 2020 júniusáig. A szétbontott köpeteket egyesével helyeztük el 8,5 × 8,5 × 8 cm-es cserepekbe melyekben általános virágföld volt. A cserepeket egyedi azonosítóval láttuk el. Továbbá kontroll cserepeket is használtunk, amelyek csak virágföldet tartalmaztak, annak érdekében, hogy kiszűrjessük a virágföldből csírázó növényfajokat. Minden gyűjtési alkalom mintáihoz 25-25 darab kontroll cserepet készítettünk, összesen 100 kontroll cserepet használtunk. Összesen 5 faj 18 egyede csírázott a kontroll cserepekből, amelyek mindegyike a mintákból is csírázott. Ezeket a fajokat kizártuk az elemzésből. A kísérleti és kontroll cserepeket minden nap megöntöztük, és a csírázást – amelyet a csíranövény talajfelszín felett felbukkant részének megjelenése jelentett – két naponta jegyeztük fel három hónapig. A megjelent csíranövényeket faji szinten meghatároztuk (amennyiben ez lehetséges volt) Csapody (1968) és Király (2009) munkái alapján, majd eltávolítottuk azokat a cserepekből.

A köpetek csírázásra kifejtett hatásával kapcsolatos vizsgálatunkhoz fehér mustár (*Sinapis alba*) magjait használtunk. A mustármag könnyen beszerezhető és kezelhető, magas csírázási aránnyal és szinkronitással jellemezhető, gyors egyedfejlődésű növény. Mivel a fehér mustár nem fordul elő vadon és nem termesztik a vizsgált régióban, ezért azt feltételeztük, hogy a kísérlethez használt köpetek nem tartalmaznak mustármagokat. 2019 áprilisában mustármagokat helyeztünk el 50 cserépben, minden cserépben 25 magot, amelyekben szintén általános virágföld volt. A száraz köpeteket szétdaraboltuk és egy edényben összekevertük és homogenizáltuk. Ezt a homogén köpet anyagot egyenletesen szétterítettük 1 cm vastagságban a magok fölött 25 cserépben, míg a másik 25 cserép köpet nélküli kontrollként szolgált. A cserepeket azonos módon kezeltük és minden nap megöntöztük. A kísérlet négy hétig tartott. Négy hét után minden cserépben megszámloltuk, majd eltávolítottuk a csíranövényeket. Minden cserépben a föld felett lévő biomassza száraz tömegét 0,0001 g pontossággal lemértük.

### *Vizsgált növényi jellegek*

A csírázott növényfajokhoz különböző jelleget rendeltünk hozzá, az ezermagtömeget (TSW) (Török és mtsai., 2013), a fő terjedési stratégiát (Sádlo és mtsai., 2018) és a szociális magatartás típusát (SzMT) (Borhidi, 1995) (4. táblázat). A fő terjedési stratégia (main dispersal strategy, MDS) besorolás arra épül, hogy egy növényfaj általában nem csak egy, hanem több módon is terjedhet. A több taxon esetében ismétlődő kombinációkat terjedési stratégiáknak nevezik. Sádlo és mtsai. (2018) rendszere szerint a fajokat kilenc típusba lehet besorolni terjedési stratégiájuk alapján. A típusok azokról a növénynemzetségekről lettek elnevezve, amelyekre jellemző az adott terjedési stratégia, ezek a következők: *Allium*, *Bidens*, *Cornus*, *Epilobium*, *Lycopodium*, *Phragmites*, *Sparganium*, *Wolffia*, *Zea* (Sádlo és mtsai., 2018). A terjedési stratégia típusokat a Pladias adatbázisból gyűjtöttük ki (Chytrý és mtsai., 2021). A Borhidi-féle szociális magatartás típus osztályozás Grime (1979) modelljén alapul, de a magyar viszonyokhoz lett igazítva, és a fajok szerepét tükrözi a növényközösségekben (Borhidi, 1995). A szociális magatartás típus osztályozásban a vizsgálatunkban előforduló fajokat hat funkcionális csoportba tartoztak (kompetitor, generalista, természetes pionír, zavarástűrő, gyom és ruderalis kompetitor) egy gradiens mentén a természetes élőhelyekre jellemző fajoktól a degradált élőhelyekre jellemző fajokig (Borhidi, 1995).

### *Statisztikai elemzések*

Vizsgáltuk, hogy a csíranövények száma hogyan függ az évszaktól, amihez Conway-Maxwell Poisson általánosított lineáris regressziós modellt (GLM) alkalmaztunk, amely jól kezeli az adatok nagymértékű szórását (Sellers és Premeaux, 2021). A válaszváltozó a csírázó magok száma volt, az évszak pedig magyarázó változóként szolgált. Egy megfigyelést (köpetet) az őszi mintákból kizártunk az elemzésből, mint egyetlen extrém nagy értéket (összesen 30 csírázó magot tartalmazott). Azt az öt fajt, amelyek mind a köpetekből, mind a kontroll cserepekből kicsíráztak, szintén kizártuk az elemzésből.

Ezenkívül Gamma GLM modell segítségével vizsgáltuk, hogy a köpetek jelenléte hogyan befolyásolta az átlagos csíranövény tömeget (a nem csírázó magokkal rendelkező megfigyelések kizárásával). Gamma GLM-eket választottunk a folytonos változók (teljes és átlagos magtömeg) elemzésénél is, mivel ezek jelentős mértékben ferde eloszlást mutattak, amelyeket ez a modellcsalád jól kezel. A GLM-ekből származó csoportok közötti

kontrasztok becslését (például őszi – tavaszi minták) az “emmeans” R csomag segítségével számítottuk ki, amely lehetővé teszi a becslött marginális átlagok, trendek és kontrasztparaméterek utólagos becslését (Lenth és mtsai., 2018). Az összes adatkezelést és statisztikai adatelemzést az R statisztikai környezetben végeztük el (R Core Team, 2021).

## 2.4. Eredmények

### *Prédaállatok és magok jelenléte a köpetekben*

13 kisémlős taxon 1754 egyedét találtuk a vizsgált köpetekben. A fajok teljes listája, valamint a részletes egyedszámok a 3. táblázatban láthatók. A prédaállatok túlnyomó többsége mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt (62,5%), ami a leggyakoribb zsákmányként szerepelt minden évszakban, különösen nyáron (3. táblázat).

**3. táblázat.** A zsákmányállatok teljes listája fajonként/fajcsoportonként évszakai lebontásban.

Taxon	Tavaszi	Nyár	Ősz	Tél	Σ
<i>Apodemus agrarius</i>	5	5	3	0	13
<i>Apodemus</i> spp. ( <i>A. sylvaticus</i> , <i>A. flavicollis</i> , <i>A. uralensis</i> )	25	9	15	11	60
<i>Arvicola amphibius</i>	5	5	13	11	34
<i>Crocidura leucodon</i>	35	24	47	40	146
<i>Crocidura suaveolens</i>	32	7	13	17	69
<i>Micromys minutus</i>	9	1	0	1	11
<i>Microtus arvalis</i>	237	345	254	261	1097
<i>Microtus subterraneus</i>	0	0	0	1	1
<i>Mus</i> spp. ( <i>M. musculus</i> , <i>M. spicilegus</i> )	14	16	25	8	63
<i>Neomys anomalus</i>	0	0	2	1	3
<i>Rattus</i> spp. ( <i>R. rattus</i> , <i>R. norvegicus</i> )	1	3	0	2	6
<i>Sorex araneus</i>	62	31	30	29	152
<i>Sorex minutus</i>	34	29	20	16	99
Összesen	459	475	422	398	1754

A köpetekből csírázó növények 14 családkhoz tartoztak (4. táblázat, 2. függelék). A fajok öt kategóriába tartoztak fő terjedési stratégiájuk alapján, azaz Allium-típusú (autochória) – 15 faj, Bidens-típusú (autochória és epizoochória) – 1 faj, Cornus-típusú (autochória és endozoochória) – 1 faj, Epilobium-típusú (anemochória és autochória) – 3 faj, Sparganium-típusú (autochória és hidrochória) – 2 faj. A csírázott növények nagy része természetes élőhelyekre jellemző generalista és zavarástűrő faj volt (4. táblázat).

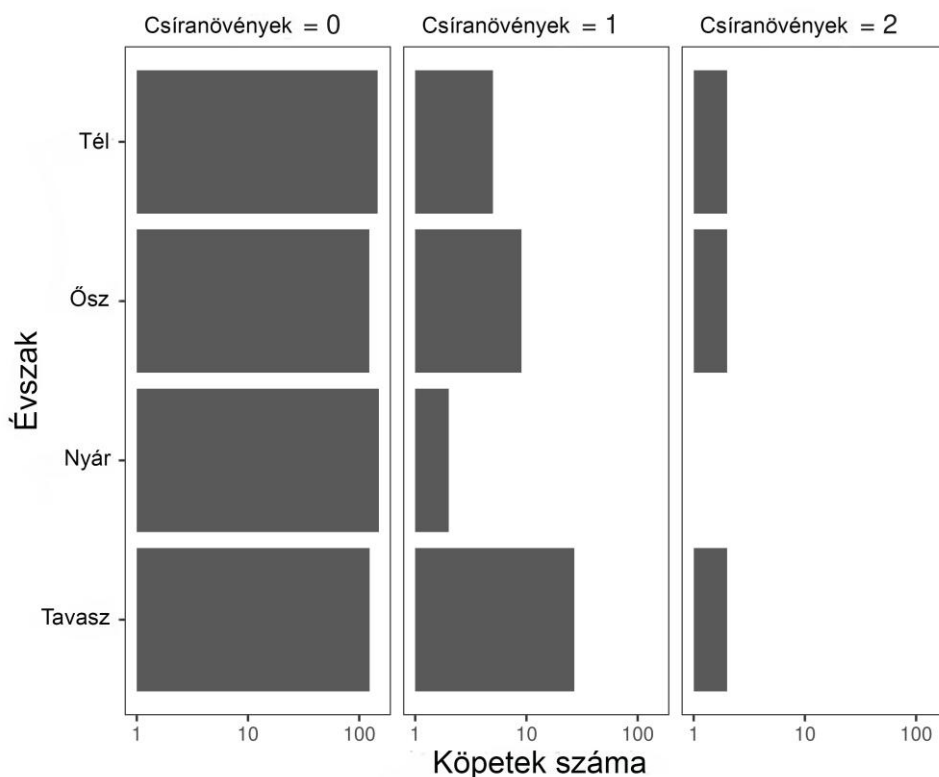
**4. táblázat.** A köpetekből csírázott növényfajok listája. Rövidítések: MDS – fő terjedési stratégia (Sádlo és mtsai., 2018), SzMT – szociális magatartás típus (Borhidi, 1995), TSW – ezermagtömeg (g) (Török és mtsai., 2013); \* – azok a fajok, amelyek a 30 csíranövényt tartalmazó köpetből származnak (*Convolvulus arvensis* két másik esetben is előfordult).

Taxon	Csíra- növé- nyek száma	Évszak	MDS	TSW	SzMT
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2	ősz	Sparganium	0,088	generalista
<i>Apiaceae</i> sp.	1	tavaszi	Allium	NA	NA
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	1	tél	Sparganium	2,964	kompetitor
<i>Carex</i> sp.*	1	ősz	Allium	NA	NA
<i>Chenopodium album</i>	5 + 4	ősz, tél	Allium	0,758	ruderalis kompetitor
<i>Coryza canadensis</i>	1	tavaszi	Epilobium	0,060	idegenhonos
<i>Convolvulus arvensis</i> *	2 + 1*	tavaszi, ősz	Allium	10,051	ruderalis kompetitor
<i>Dactylis glomerata</i>	9	tavaszi	Allium	0,346	zavarástűrő
<i>Digitaria sanguinalis</i>	4	tavaszi	Allium	0,671	idegenhonos
<i>Epilobium tetragonum</i>	1	tavaszi	Epilobium	0,051	generalista
<i>Fragaria viridis</i>	1	tél	Cornus	0,489	generalista

Taxon	Csíránövények száma	Évszak	MDS	TSW	SzMT
<i>Hibiscus trionum</i>	1	tavaszi	Allium	3,786	ruderalis kompetitor
<i>Lotus corniculatus*</i>	1	ősz	Allium	1,261	zavarástűrő
<i>Medicago lupulina</i>	3	tavaszi	Allium	1,133	zavarástűrő
<i>Myosurus minimus</i>	1	nyár	Allium	0,074	természetes pionír
<i>Polygonum aviculare</i>	2	tavaszi	Allium	1,827	ruderalis kompetitor
<i>Setaria verticillata</i>	5	tavaszi	Bidens	1,189	ruderalis kompetitor
<i>Tamarix tetrandra</i>	1	ősz	Epilobium	~0,100	idegenhonos
<i>Trifolium striatum*</i>	9	ősz	Allium	2,126	természetes pionír
<i>Urtica dioica</i>	1	ősz	Allium	0,158	zavarástűrő
<i>Vicia angustifolia*</i>	16	ősz	Allium	11,094	zavarástűrő
<i>Vicia hirsuta*</i>	2	ősz	Allium	3,490	zavarástűrő

Az egyik, ősszel gyűjtött köpetből öt növényfaj 30 egyede csírázott (4. táblázat, 2. függelék). Előbbi kiugró értéket nem számítva, a köpetekből kicsírázott növényfajok száma összesen tíz volt tavasszal, egy nyáron, négy ősszel és három télen (4. táblázat). A tavasszal gyűjtött köpetekben volt a legtöbb életképes mag (a tavasszal gyűjtött összes köpet 18%-a tartalmazott életképes magot, és a csíránövények 63%-a ezekből a mintákból származott) (4. táblázat, 13. ábra). A nyáron gyűjtött köpetekben összesen csak egy életképes mag volt. Az ősszel és a télen gyűjtött köpetekben közepes számú életképes mag volt. Az ősszel gyűjtött köpetek 7%-a tartalmazott életképes magot, és a csíránövények 22%-a ezekből a mintákból csírázott. A télen gyűjtött köpetek 3%-ában találtunk életképes magot, és a csíránövények 13%-a származott ezekből a mintákból. A legnagyobb mennyiségű

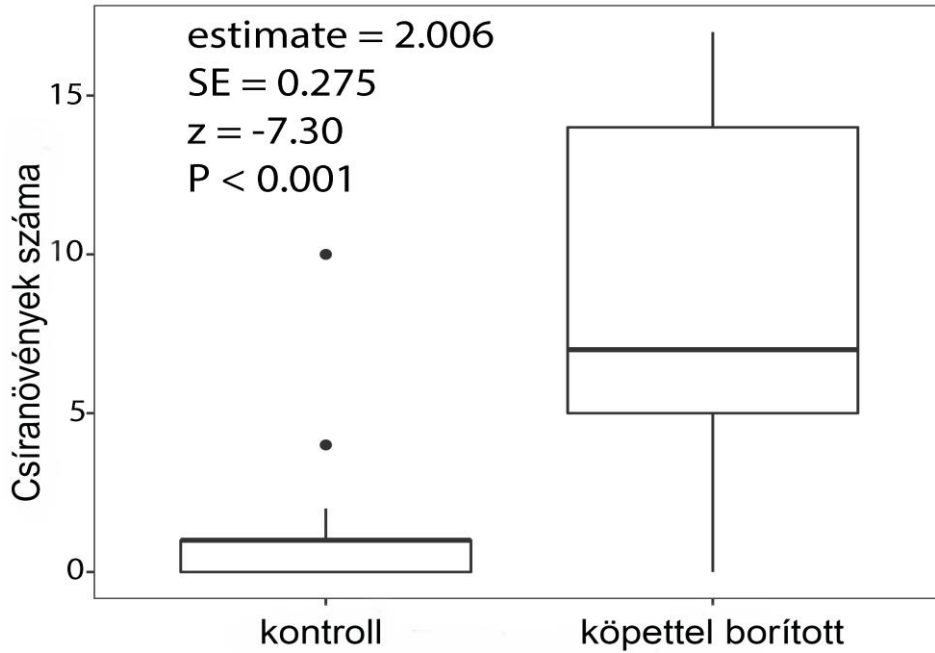
köpetenkénti csíranövény szám kettő volt tavasszal, ősszel és télen, és egy nyáron (4. táblázat).



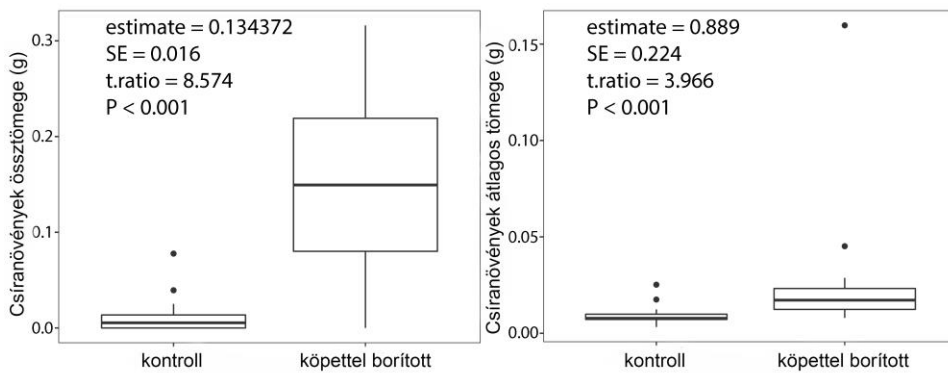
**13. ábra.** A köpetenkénti csíranövény számok évszakonkénti eloszlása (a 30 csíranövénnyt tartalmazó köpetet kizártuk, az ábrán nem látható). A köpetekből kicsírázott növények száma az oszlopok felett található.

#### *A köpet anyagának hatása a csíranövények megtelepedésére*

A köpet anyag jelenléte pozitív hatással volt a csíranövények életképességére. A magok vetése után négy héttel a csíranövények száma (14. ábra), össztömege és egyedi tömege is nagyobb volt azokban a cserepekben, ahol a magok köpetekkel voltak lefedve (15. ábra).



**14. ábra.** A köpetek hatása az életképes csíranövények számára (zéró-inflált Conway-Maxwell Poisson GLM és log-transzformált Gamma GLM).



**15. ábra.** A köpetek hatása a csíranövények össztömegére és a csíranövények átlagos tömegére (zéró-inflált Conway-Maxwell Poisson GLM és log-transzformált Gamma GLM). A csíranövények tömegét a növények föld feletti biomasszájának száraztömege adta.

## 2.5. Értékelés

A legfrissebb kutatások rávilágítanak az eddig figyelmen kívül hagyott gerinces magterjesztő vektorok, többek között a ragadozómadarak jelentőségére. A ragadozómadarak részt vehetnek többszintű és hosszú távú másodlagos magterjesztési folyamatokban, melyek jelentős hatással lehetnek a növények állományaira (López-Darias és Nogales, 2016; Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018). Kutatásunkban egy kétlépcsős magterjesztési rendszert teszteltünk, mely alapja a baglyok általi rágcsáló predáció nyílt táji környezetben. Megállapítottuk, hogy a köpetekben található életképes magok, és a csíranövények száma szezonálisitást mutatott. A kicsírázott növények leginkább korai szukcessziós fajok, melyek a nyílt élőhelyekhez kötődnek. Emellett azt is megállapítottuk, hogy a zsákmány maradványoknak (a köpet anyagának) kedvező hatása van a növények megtelepedésére.

A baglyok főként mezei pocokot zsákmányoltak, mivel az az általuk preferált mérettartományba esik, illetve ez a leggyakoribb és a legkönnyebben elérhető kisméretű faj a vizsgált területen (Ács, 1985). Az, hogy a mintákban a mezei pocok nagy számban fordult elő, annak is köszönhető, hogy 2019-ben Magyarországon jelentős mezei pocok gradáció volt tapasztalható, amely a nyári időszakban tetőzött (Jacob és mtsai., 2020). A pocok táplálkozás tekintetében opportunisták, táplálékválasztásuk jól tükrözi az élelem elérhetőségének térbeli és időbeli dinamikáját. Bár főként növényevők (ezen belül is a zöld növényi részekkel táplálkoznak), magok is szerepelnek kiegészítő táplálékként az étrendjükben (Fischer és Türke, 2016; Markova és mtsai., 2020). Korábbi vizsgálatok során több faj magjának maradványait (pl. *Poaceae* spp., *Fragaria viridis*) is megtalálták a mezei pocok gyomortartalmában (Markova és mtsai., 2020). Ezeket a fajokat mi is megtaláltuk a mintáinkban. Ismert tény, hogy a pocok a felszín közeli talajrétegekben keresnek táplálékot, ami közben véletlenszerűen elfogyaszthatják a talajban található kisméretű magokat (Markova és mtsai., 2020; Tóth és mtsai., 2022). Vizsgálatunkban a legtöbb kicsírázott növényfaj kis ezermagtömegű volt, melyeket a pocok véletlen is elfogyaszthatott táplálékkeresés közben (Markova és mtsai., 2020). A pocok által elfogyasztott magok általában jelentős mértékben sérülnek az emésztés során, emellett az ürülékükben található ép magok csíráképessége is alacsony, ezért a pocokot általában nem tekintik magterjesztő állatoknak (Markova és mtsai., 2020; Godó és mtsai., 2022). Azonban, tekintettel a

pocok és az általuk elfogyasztott magok nagy számára, néhány mag túlélheti az elfogyasztással járó folyamatot. Emellett az éppen táplálkozó pocok elfogásával a baglyok akár meg is menthetik a magokat a rágástól, és néhány mag sértetlenül maradhat a zsákmány szájában (Grant és mtsai., 1975; Fischer and Türke, 2016; Markova és mtsai., 2020). Mindkét eset esélyt adhatott a magok túlélésére, így azok ki tudtak csírázni a mintáinkból.

Más zsákmányállatok – beleértve az egereket – jelentősen kisebb arányt tettek ki a baglyok táplálékában, és inkább kiegészítő prédaként szolgáltak. A pocokkal ellentétben az egerek gyakran fogyasztanak magokat, és a raktározás és az endozoochória révén is ismertek hatékony magterjesztőként. Így az egy köpetben lévő, akár több tíz mag nem feltétlenül számít ritka kivételnek. Az egerek a kisebb magokat általában helyben elfogyasztják, de táplálkoznak viszonylag nagyméretű magokkal is, amelyeket előszeretettel raktároznak el (Godó és mtsai., 2022). A nagyméretű magok jelenléte az egereket is tartalmazó köpetekben arra utal, hogy a magokat szándékosan fogyasztották el a rágcsálók (2. függelék). Az epizoochória előfordulását erdei egereknél (*Apodemus* spp.) bizonyították (Kiviniemi és Telenius, 1998), így nem zárható ki, hogy néhány mag a mintáinkba is ezen a módon került be. Feltételezhetjük, hogy nemcsak az elsődleges zsákmányállatok (mezei pocok), hanem a másodrendű zsákmányállatok is fontos szerepet játszhatnak az MMT-ben, annak ellenére, hogy kis mennyiségben voltak jelen a baglyok táplálékában a mintaterületen. Lehetséges, hogy ha nő azoknak a fajoknak az aránya a bagoly étrendjében, amelyek szándékosan fogyasztanak magokat, azzal párhuzamosan nő a baglyok MMT-ben betöltött szerepe is. Azonban a mi adataink nem alkalmasak a prédaállatok táplálkozási szokásán alapuló hatás részletes elemzésére az MMT kimenetelének vonatkozásában. Ezeknek az összefüggéseknek a részletes feltárásához szükség lenne a gyöngybagoly táplálékösszetételének több éven át tartó tanulmányozására (például olyan években is, amikor mezei pocok gradáció van és amikor nincs) vagy más, még heterogénebb táplálkozási szokásokkal rendelkező ragadozó modellfajok bevonásával a jövőben.

Míg a cickányfélék (*Soricidae*) családjába tartozó fajok jelentős részét tették ki a baglyok táplálékának, ezek a fajok valószínűleg nem vesznek részt az elsődleges magterjesztésben endozoochória révén, mivel főleg gerincteleneket fogyasztanak (Aulagnier és mtsai., 2018). Habár néhány zsákmányfajukról ismert, hogy részt vesznek a magok terjesztésében (például hangyák és meztelen csigák, Türke és mtsai., 2010), a mi

vizsgálatunkban nem találtunk bizonyítékot arra, hogy a cickányok részt vesznek a magterjesztési hálózatban. A kisémlősök epizoochória révén is terjeszthetnek magokat (Kiviniemi és Telenius, 1998), azonban a cickányok esetében nem találtunk erre bizonyítékot a vizsgálatunkban. Ez megmagyarázza, hogy miért nem csírázott egyetlen növény sem azokból a köpetekből, amelyek csak cickány zsákmányfajokat tartalmaztak függetlenül attól, hogy melyik évszakban történt a köpetgyűjtés.

A köpetekben található életképes magok összetételének szezonális változása összefügghet a zsákmányfajok szezonális érendjével vagy a baglyok élőhelyhasználatának évszakos változásával, azonban nem találtunk egyértelmű magyarázatot a tapasztalt mintázatokra. Feltételezzük, hogy a szezonális MMT megismeréséhez részletesebb kísérletekre lenne szükség a jövőben. A gyöngybaglyok táplálkozása jól tükrözi az elérhető vadászterületek táji környezetét, valamint agrárgazdálkodási gyakorlatát. A pockok magas, míg az egerek alacsony aránya jellemzi a vizsgált terület agrárökoszisztémáit (Horváth és mtsai., 2018). Ez azt jelenti, hogy a baglyok valószínűleg inkább a mezőgazdasági területeket részesítették előnyben a gyepekkel szemben táplálékszerzés céljából. Ez azzal magyarázható, hogy a mintaterületen előforduló gyepi élőhelyeken többnyire alacsony növényzet jellemző az extenzív legeltetés következtében (Mérő és mtsai., 2015). Az agrárélőhelyeken viszonylag magasabb és sűrűbb növényzettel rendelkező élőhelyfoltok érhetőek el, míg az erősen legeltetett gyepek nem előnyösek a legtöbb rágcsálófaj számára a gyér táplálékforrás és a búvóhelyek hiánya miatt (Mérő és mtsai., 2015). A művelt, mezőgazdasági területeken található élőhelyek általában zavarástűrő és generalista növényfajokkal jellemezhetők, ami magyarázza a mintákból csírázott növények fajösszetételét.

A csírázott növények terjedési stratégiája alapján az autochória volt a legjelentősebb terjedési mód. A rágcsálók és baglyok által terjesztett fajok többsége nem rendelkezett olyan egyértelmű morfológiai adaptációval, amely a zoochória általi terjedést segíti elő (Sádlo és mtsai., 2018). Azért lehet, hogy ezeket a fajokat nem tekintik zoochor terjedésűnek, mert a terjedési stratégiákat vizsgáló tanulmányok főként nagytestű emlősökre és madarakra összpontosítanak (Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018). Az autochória dominanciája azt jelenti, hogy ezek a fajok általában legfeljebb csak néhány méterre terjednek el az anyanövénytől (Sádlo és mtsai., 2018). Ez a távolság alig növekszik a kizárólag rágcsálók által végzett terjesztéssel, mivel ezek az állatok viszonylag kis területet járnak be, és a magokat rövid

vagy közepes távolságra képesek terjeszteni (Godó és mtsai., 2022). Eredményeink azt mutatják, hogy a baglyok általi MMT jelentősen megnövelheti a potenciális terjedési távolságokat a csak a rágcsálók általi terjedéshez képest (Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018). Ez a jelenség elősegíti a magok térbeli mozgását a populációk között, és lehetővé teszi, hogy a magok új élőhelyeket érjenek el, ezáltal biztosítja az adott faj regionális fennmaradását, illetve csökkenti a helyi kihalás kockázatát. Továbbá lehetővé teszi a magterjedést az ember által átalakított, fragmentált élőhelyeken, ahol a magterjedési folyamatok korlátozottak. Massa és mtsai. (2015) becslése szerint a gyöngybaglyok mozgáskörzete meghaladhatja az 1700 hektárt (GPS nyomkövető alapján). Ez azt jelenti, hogy a baglyok nagy területen belül terjeszthetnek magokat. Továbbá, ha figyelembe vesszük, hogy egy gyöngybagoly naponta kétszer köpetel (Ács, 1985), és az összes köpet 7%-a tartalmazhat életképes magot, akkor a becslések alapján legalább 50 életképes magot terjeszthet egy egyed egy év távlatában.

A másodlagos magterjesztők különböző hatást fejthetnek ki az elfogyasztott magok életképességére, attól függően, hogy milyen típusú terjesztőről van szó. Például, a vörös vércse köpeteiben található magoknál csökkent életképességet és csírázást mutattak ki a kontroll magokhoz képest, illetve a csak elsődleges terjesztő (gyíkok) által elfogyasztott magokhoz képest (Nogales és mtsai., 2007). Ezt magyarázhatja, hogy a nappali ragadozóknak erős emésztőnedveik vannak, amelyek csökkenthetik a magok életképességét és csírázókéességét. Ezzel szemben a baglyoknak sokkal gyengébb emésztőnedveik vannak, amelyek semleges vagy akár pozitív hatással is lehetnek a magok csírázókéességére (Smith és mtsai., 2021).

Eredményeink azt mutatták, hogy a köpetekkel takart magok kedvezőbb körülmények között tudtak csírázni, valószínűleg azért, mert kevésbé voltak kitéve a kiszáradásnak, és stabilabb környezetbe kerültek. A köpettel fedett cserepekben a csíranövények biomassza tömege nagyobb volt, valószínűleg azért, mert a köpetekben lévő bomló zsákmány maradványok növelhették a talaj felső rétegében lévő tápanyagok szintjét, ami fontos tényező a fejlődő növények számára (Fedriani és mtsai., 2015).

Bár a gyöngybaglyok gyakran pihennek és köpetelnek olyan helyeken, amelyek nem alkalmasak a magok csírázására, azonban néhány ilyen épületet (például állattartó létesítményeket) rendszeresen takarítanak, így a magoknak esélyük van kikerülni az épített környezetből. Emellett, amikor a köpetek visszaöklendezése egyéb tereptárgyakon, például fákon ülve

történik, akkor a magoknak nagy esélye van arra, hogy olyan környezetbe jussanak, amely alkalmas a csírázásra (Ács, 1985), és később akár a szél is tovább terjesztheti őket (Montalvo és mtsai., 2012).

A ragadozómadarak általi másodlagos magterjesztés vegetációszerkezetre és fajösszetételre gyakorolt hatását terepi körülmények között még nem vizsgálták, csak magát a potenciális magterjesztő szerepet sikerült bizonyítani egyes nappali és éjjeli ragadozómadarak esetében (Pérez-Méndez és Rodríguez, 2018). A kaliochória (fészekanyag általi magterjesztés) a köpetek általi másodlagos magterjesztéshez hasonló jelenség. A magok szintén egy természetes közegben (pl. sár, növényi részek) juthatnak el egy új helyre a madarak által, és a köpetekhez hasonlóan befolyásolhatják a talajtulajdonságokat is, így hatással lehetnek a növények megtelepedésére. A kaliochória tanulmányozása még viszonylag kezdeti stádiumban jár, azonban ennek kapcsán már bizonyították azt is, hogy a fészkek alatti vegetációban megjelentek ornithochór terjedési stratégiájú növényfajok (Borkowska és mtsai. 2015).

A területhasználat és az éghajlat intenzív és gyors ütemű változása tovább növeli az alternatív magterjedési módok jelentőségét, amelyek támogathatják a növényi populációk ellenállóságát a fragmentált tájakban. Bár egyetlen köpettel csak néhány mag képes terjedni, az egyes egyedek által termelt köpetek mennyiségének nagy száma és a köpetanyag pozitív hatása a csírázásra azt jelzi, hogy a baglyok fontos szerepet játszhatnak a hosszú távú magterjesztésben a nyílt tájakon. Továbbá, a gyöngybagolyfélék (*Tytonidae*) családjába tartozó fajok világszerte elterjedtek, így ezek az eredmények más régiókra is alkalmazhatók, ahol hasonló környezeti feltételek vannak.

## Az értekezés legfőbb eredményei

- Eredményeink elsőként bizonyították egy nagytestű madárfaj, az eurázsiai daru ökoszisztéma mérnök tevékenységét szárazgyepekben. A darvak táplálkozó tevékenységükkel felnyitják a zárt gyepet és növények megtelepedésre alkalmas szabad, nyílt foltokat hoznak létre.
- A darvak által létrehozott bolygatott foltokban a növényzeti borítás alacsony, és bennük egy korai szukcessziós állapotot tükröző növényzet alakul ki, amelyre jellemző a rövidéletű fajok nagy részeseződése és az évelő füvek hiánya.
- A bolygatott foltok növényzete diverzebb, a beporzók számára több és hosszabb távon elérhető táplálékforrást biztosít. Ezzel szemben természetességi értéke alacsonyabb a környező gyepekhez képest. Tehát a darvak növelik a tájszintű biodiverzitást és a virágzó növények elérhetőségét, de csökkentik a bolygatatlan szikes gyepek kiterjedését.
- Eredményeink alapján a darvak táplálkozásának hatása gyepgazdálkodási szempontból nem egyértelműen pozitív. A darvak által bolygatott foltok csak a legeltetési szezon leelején képesek megfelelő szalastakarmányt biztosítani a legelő haszonállatok számára, majd a szezon előrehaladtával a takarmányminőség jelentősen leromlik. Az átvonuló és áttelelő daruegyedek számának növekedése esetén a jövőben szükséges lenne a gyepi élőhelyekre kifejtett hatásuk szisztematikus nyomonkövetése.
- Vizsgálatunkban részletesen feltártunk egy többszintű magterjedési folyamatot, amely által először sikerült bizonyítani egy ragadozómadár, a gyöngybagoly másodlagos magterjesztő szerepét nyílt táji környezetben.
- Kimutattuk, hogy a vizsgált másodlagos magterjesztés során legtöbb mag a mezei pocok zsákmányállatok által terjed, amelyek csak elvétele vesznek részt az elsődleges magterjesztésben.

- Bizonyítottuk, hogy a terjesztett növények fajösszetétele jól tükrözi a bagoly által előnyben részesített táplálkozóterületek növényzetét. Esetünkben a növényfajok többsége az agrárökoszisztémákra jellemző generalista és a zavarástűrő gyomfaj volt.
- Kimutattuk, hogy a köpetekben található életképes magok és a csíranövények száma szezonalitást mutat, a legtöbb növényfaj a tavaszi időszakban képes terjedni a baglyok általi másodlagos magterjesztés által.
- Vizsgálatunk rámutatott, hogy a prédaállatok emészthetetlen maradványainak pozitív hatása van a csíranövények megtelepedésére, mivel a köpetanyag fizikai védelmet nyújt számukra a kedvezőtlen környezeti feltételekkel szemben.

## Összefoglalás

Az európai szárazgyepek területének kiterjedése az egész kontinensen jelentősen csökkent az elmúlt évszázadokban bekövetkezett intenzív emberi tájtalakító tevékenységeknek köszönhetően. Ennek ellenére ezek az élőhelyek számos védett és fokozottan védett növény- és állatfaj számára nyújtanak optimális életteret, illetve bizonyos esetekben refúgiumokként szolgálnak. Emiatt ezeknek az élőhelyeknek a védelme és megőrzése kulcsfontosságú természetvédelmi feladat.

A gyepi élőhelyek védelmének megalapozása érdekében elengedhetetlen, hogy megismerjük az ökoszisztéma működését fenntartó ökológiai folyamatokat. A doktori értekezést képező két tanulmány célja a szárazgyepeken előforduló madárfajok élőhelyátalakító szerepének részletesebb megismerése volt.

Az első fejezet alapjául szolgáló tanulmányban az eurázsiai darvak (*Grus grus*) táplálkozásából eredő talajbolygatás ökológiai hatását vizsgáltuk szikes szárazgyepekben. Száz-száz kvadrátot mértünk fel hortobágyi cickafarkfüves szikes pusztákon, daruszántásokon és bolygatatlan gyepekben két évszakban, két egymást követő évben. Így összesen 800 kvadrátból származó adatsorral dolgoztunk. Az ökoszisztéma állapotának több szempontból történő értékeléséhez a vegetáció természetességének, a takarmány minőségének és a rovarbeporzású virágos növények jelenlétének mutatóit használtuk. A vizsgált területen a darvak jól elkülönülő élőhelyfoltokat hoztak létre, melyeknek fajösszetétele eltért a bolygatatlan területekétől. Fontos összefüggéseket azonosítottunk a darvak táplálkozási tevékenységének a szárazgyepi ökoszisztéma különböző szerkezeti és funkcionális egységeire gyakorolt pozitív és negatív hatásai között. A daruszántással érintett korai szukcessziós állapotban levő foltok növelték a növényi sokféleséget és a rovarbeporzású virágos növények tömegességét, de csökkentették a bolygatatlan gyepek kiterjedését. Bár a daru által bolygatott foltok takarmányt biztosíthattak az haszonállatoknak a legeltetési szezon elején, az év előrehaladtával a takarmány minősége ezekben a foltokban leromlott. Eredményeink igazolták, hogy a daruszántások alapvetően befolyásolják a szikes gyepi növényközösségek szerkezetét és működését, ami alapján elmondható, hogy az eurázsiai daru ökoszisztéma mérnök fajként funkcionál a hortobágyi szikes szárazgyepekben.

A második fejezet alapjául szolgáló tanulmányban egy többszintű magterjesztési hálózatot vizsgáltunk nyílt, természetközeli élőhelyeken. A

gyöngybaglyot (*Tyto alba*) használtuk modellfajként, hogy teszteljük a másodlagos magterjesztés hatékonyságát és szezonálisát. Egy év során összesen 582 bagolyköpetet gyűjtöttünk hat helyszínről a Hortobágyi Nemzeti Park területén. Az egyes köpetekben található zsákmányállatokat azonosítottuk, és a köpetben található életképes magokat üvegházi körülmények között csíráztattuk. Megállapítottuk, hogy a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt a leggyakoribb préda, amelyen keresztül a legtöbb mag terjedt. A baglyok a generalista és a zavarástűrő növények magjait terjesztették főként, amelyek jól tükrözik, hogy milyen élőhelyeken fordulnak elő legnagyobb mennyiségben az elejtett kisemlősök. Egy kapcsolódó kísérletben megvizsgáltuk a köpet anyagának hatását a csíranövények túlélésére, és azt találtuk, hogy a préda maradványok elősegítik a csíranövények megtelepedését és fejlődését. Eredményeink alapján a baglyok által végzett másodlagos magterjesztés alkalmi, de fontos esemény a hosszú távú magterjesztés szempontjából. Mivel a vizsgált bagolyfaj többféle élőhelytípusban is előfordul, és nagyobb mozgékonyssággal rendelkezik, mint a rágsálók, a feltárt terjesztési mechanizmus jelentősen növelheti a magok terjedési távolságát és segítheti a magok terjedését az élőhelytípusok között.

## Summary

The extent of European dry grasslands has been significantly reduced due to intensive human landscape-transforming activities over the past centuries. Nowadays these habitats provide optimal conditions for many protected and strictly protected plant and animal species, and in some cases serve as refuges. Therefore, their protection and preservation are crucial conservation challenges.

For an effective protection of grassland habitats, it is essential to understand the ecological processes that maintain their ecosystem functioning. The aim of the two studies comprising this doctoral dissertation was to gain a detailed understanding of the habitat-transforming roles of bird species occurring in dry grasslands.

In the study forming the basis of the first chapter, we examined the ecological impact of soil disturbance caused by Eurasian cranes (*Grus grus*) feeding in alkaline dry grasslands. We surveyed one hundred coenological relevés in disturbed and in undisturbed grasslands in the Hortobágy National Park (East Hungary), across two seasons over two consecutive years, which resulted 800 sampled relevés in total. To evaluate the ecosystem's state from various perspectives, we used naturalness score, forage quality, and the availability of flower resources as indicators of the quality of the vegetation. In the study area, cranes created distinct habitat patches with different species compositions from undisturbed areas. We identified important trade-offs regarding the effect of crane ploughing on different structural and functional components of the dry grassland ecosystem. Early successional patches affected by crane feeding activity were characterised by higher plant diversity and high cover of flowering plants. But the presence of these patches reduced the extent of undisturbed grasslands. Although crane-disturbed patches provided proper forage for livestock early in the grazing season, forage quality declined as the year progressed.

In the study forming the basis of the second chapter, we investigated a multi-level seed dispersal network in open habitats using barn owls (*Tyto alba*) as a model species to test the efficiency and seasonality of secondary seed dispersal. Over one year, we collected 582 owl pellets from six locations in the region of the Hortobágy National Park. We identified the prey animals in each pellet and germinated the viable seeds found in them under greenhouse conditions. We discovered that field voles (*Microtus arvalis*)

were the most common prey through which most seeds were dispersed. Owls primarily dispersed the seeds of generalist and disturbance-tolerant plant species, reflecting the abundance of these plants in the diets of their prey. In a related experiment, we observed that the material of the pellets promoted seedling establishment and development. Our results suggest that secondary seed dispersal by owls is a rare, but important mode of long-term seed dispersal. Since owls inhabit multiple habitat types and have greater mobility than rodents, this dispersal mechanism can enhance seed dispersal distances and facilitate seed movement between different habitat types.

## **Köszönetnyilvánítás**

Köszönettel tartozom témavezetőmnek Prof. Dr. Deák Balázsnak a munkám során nyújtott folyamatos támogatásáért és szakmai mentorálásáért a terepi és a laboratóriumi munkákban és a publikálás során. Külön köszönet illeti Prof. Dr. Valkó Orsolyát és Godó Laurát a PhD tanulmányaim során és a szakmai pályázataim kivitelezésében nyújtott segítségükért. Továbbá köszönöm a Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport munkatársainak a támogató segítségét, valamint a publikációk társszerzőinek – Rádai Zoltánnak és Végvári Zsoltnak – a közreműködését. Köszönettel tartozom a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság vezetésének a PhD képzés elvégzésének támogatásért, illetve köszönöm kollégáim hatékony közreműködését a kutatások terepi kivitelezése során. Szeretném megköszönni Tóth Mária segítségét a kutatómunkám során felmerült adminisztratív feladatok megoldásában.

Munkámat a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal KDP 967901 és MEC\_R 141154 azonosítójú pályázatai támogatták.

## Irodalomjegyzék

- Ács, A. (1985). A bagolyköpetvizsgálatok alapjai. A Magyar Madártani Egyesület Zalai Helyi Csoportjának kiadványa, Zalaegerszeg. 58 oldal.
- Álvarez-Castañeda, S. T., Cárdenas, N., & Méndez, L. (2004). Analysis of mammal remains from owl pellets (*Tyto alba*), in a suburban area in Baja California. *Journal of Arid Environments*, *59*(1), 59–69.
- Anteau MJ, Sherfy MH, Bishop AA, 2011. Location and agricultural practices influence spring use of harvested cornfields by cranes and geese in Nebraska. *Journal of Wildlife Management*, *75*, 1004–1011.
- Auffret, A. G., Plue, J., & Cousins, S. A. (2015). The spatial and temporal components of functional connectivity in fragmented landscapes. *Ambio*, *44*(1), 51–59.
- Aulagnier, S., Haffner, P., Mitchell-Jones, A. J., Moutou, F., & Zima, J. (2018). Mammals of Europe, North Africa and the Middle East. Bloomsbury Wildlife. 272 oldal.
- Austin, J. E., Morrison, K., & Harris, J. T. (2018). Cranes and agriculture: a global guide for sharing the landscape. International Crane Foundation, Baraboo, Wisconsin, USA. 314 oldal.
- Balázs, F. (1949). A gyepek termésbecslése növénycönológia alapján. *Agrártudományok*, *1*, 25–35.
- Balogh, N., Tóthmérész, B., Valkó, O., Deák, B., Tóth, K., Molnár, Zs., Vadász, Cs., Tóth, E., Kiss, R., Sonkoly, J., Antal, K., Tüdősné Budai, J., Miglécz, T., Kelemen, A. (2021). Consumption rate and dietary choice of cattle in species-rich mesic grasslands. *Tuexenia*, *41*, 395–410.
- Barczi, A., Tóth, T. M., Csanádi, A., Sümegi, P., & Czinkota, I. (2006). Reconstruction of the paleo-environment and soil evolution of the Csípo-halom kurgan, Hungary. *Quaternary International*, *156*, 49–59.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2015). Fitting linearmixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, *67*(1), 1–48.
- Bátori, Z., Erdős, L., Kelemen, A., Deák, B., Valkó, O., Gallé, R., Bragina, T. M., Kiss, P.J., Kröel-Dulay, G., Tölgyesi, C. (2018). Diversity patterns in sandy forest-steppes – a comparative study from the

- western and central Palaearctic. *Biodiversity and Conservation*, 27, 1011–1030.
- Bátori, Z., Kiss, P.J., Tölgyesi, C., Deák, B., Valkó, O., Török, P., Erdős, L., Tóthmérész, B., Kelemen, A. (2020). River embankments mitigate the loss of grassland biodiversity in agricultural landscapes. *River Research and Applications*, 36(7), 1160–1170.
- BirdLife International. (2019). *Tyto alba* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T22688504A155542941. Letöltve: 2022.08.20.
- BirdLife International, Species factsheet (2024). Common Crane (*Grus grus*). Letöltve: 2024.09.02
- Bonta, M., Gosford, R., Eussen, D., Ferguson, N., Loveless, E., & Witwer, M. (2017). Intentional fire-spreading by “Firehawk” raptors in Northern Australia. *Journal of Ethnobiology*, 37(4), 700–718.
- Borhidi, A. (1995). Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica*, 39, 97–181.
- Burney, D. A., & Flannery, T. F. (2005). Fifty millennia of catastrophic extinctions after human contact. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(7), 395–401.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). A practical information-theoretic approach. In K. P. Burnham & D. R. Anderson (Eds.), *Model selection and multimodel inference* (Vol. 2, pp. 70–71). Springer, Berlin.
- Cavin, R. M., & Butler, D. R. (2015). Patterns and trends in the fields of bioturbation, faunalturbation, and zoogeomorphology. *Physical Geography*, 36(3), 178–187.
- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024–1026.
- Chytrý, M., Danihelka, J., Kaplan, Z., Wild, J., Holubová, D., Novotný, P. ... & Pyšek, P. (2021). Pladias database of the Czech flora and vegetation. *Preslia*, 93, 1–87.
- Clyde, N., Hargan, K. E., Forbes, M. R., Iverson, S. A., Blais, J. M., Smol, J. P., ... & Gilchrist, H. G. (2021). Seaduck engineers in the Arctic Archipelago: nesting eiders deliver marine nutrients and transform the chemistry of island soils, plants, and ponds. *Oecologia*, 195(4), 1041–1052.

- Coggan, N. V., Hayward, M. W., & Gibb, H. (2018). A global database and “state of the field” review of research into ecosystem engineering by land animals. *Journal of Animal Ecology*, *87*(4), 974–994.
- Couvreur, M., Verheyen, K., Vellend, M., Lamoot, I., Cosyns, E., Hoffmann, M., & Hermy, M. (2008). Epizoochory by large herbivores: merging data with models. *Basic and Applied Ecology*, *9*(3), 204–212.
- Csapody, V. (1968). Keimlingsbestimmungsbuch der dikotyledonen. *Fragmenta Botanica Musei historico-naturalis Hungarici*, *3*, 109–126.
- Davidson, A. D., Detling, J. K., & Brown, J. H. (2012). Ecological roles and conservation challenges of social, burrowing, herbivorous mammals in the world’s grasslands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *10*, 477–486.
- Dean, W. R. J., & Milton, S. J. (1988). Notes and records: Dispersal of seeds by raptors. *African Journal of Ecology*, *26*(2), 173–176.
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J., Heilmeyer, H. (2014). Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands - case study based on remotely sensed data. *Flora*, *209*, 693–697.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Migléc, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. (2011). Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems*, *145*, 730–737.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Szabó, S., Szabó, G., Tóthmérész, B. (2015). Micro-topographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic and Applied Ecology*, *16*, 291–299.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., & Wellstein, C. (2014). Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *182*, 1–14.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, *67*, 345–366.
- Ecsedi Z. (szerk.) (2004). A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter-Fair, Balmazújváros – Szeged. 588 oldal.

- E.-Vojtkó, A., Balogh, N., Deák, B., Kelemen, A., Kis, Sz., Kiss, R., Lovas-Kiss, Á., Löki, V., Lukács, K., Molnár V., A., Nagy, T., Sonkoly, J., Süveges, K., Takács, A., Tóth, E., Tóth, K., Tóthmérész, B., Török, P., Valkó, O., Vojtkó, A., Lukács, B.A. (2020). Leaf trait records of vascular plant species in the Pannonian flora with special focus on endemics and rarities. *Folia Geobotanica*, 55, 73–79.
- E Vojtkó, A., & Lukács, B. A. (2015). Növényi jellegek és alkalmazásuk növényökológiai kutatásokban I.: Történeti áttekintés, jelleg típusok, módszertan és adatbázisok. *Kitabelia*, 20(2), 286-299.
- Farwig, N., & Berens, D. G. (2012). Imagine a world without seed dispersers: a review of threats, consequences and future directions. *Basic and Applied Ecology*, 13(2), 109–115.
- Fedriani, J. M., Garrote, P. J., Delgado, M. M., & Penteriani, V. (2015). Subtle gardeners: inland predators enrich local topsoils and enhance plant growth. *PLoS ONE*, 10, e0138273.
- Ferguson-Lees, James, David, A. Christie (2001). Raptors of the world. Houghton Mifflin Harcourt.
- Fischer, C., & Türke, M. (2016). Seed preferences by rodents in the agri-environment and implications for biological weed control. *Ecology and Evolution*, 6(16), 5796–5807.
- Feurdean, A., Ruprecht, E., Molnár, Z., Hutchinson, S. M., & Hickler, T. (2018). Biodiversity-rich European grasslands: Ancient, forgotten ecosystems. *Biological Conservation*, 228, 224-232.
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). Worldclim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37, 4302–4315.
- Fletcher, R. J., Didham, R. K., Banks-Leite, C., Barlow, J., Ewers, R. M., Rosindell, J., Holt, R. D., Gonzalez, A., Pardini, R., Damschen, E. I., Melo, F. P. L., Ries, L., Prevedello, J. A., Tschardtke, T., Laurance, W.F., Lovejoy, T., & Haddad, N. M. (2018). Is habitat fragmentation good for biodiversity? *Biological Conservation*, 226, 9–15.
- Godó, L., Borza, S., Valkó, O., Rádai, Z., & Deák, B. (2023). Owl-mediated diploendozoochorous seed dispersal increases dispersal distance and supports seedling establishment. *Global Ecology and Conservation*, 45, e02519.
- Godó, L., Valkó, O., Borza, S., & Deák, B. (2022). A global review on the role of small rodents and lagomorphs (clade Glires) in seed dispersal

- and plant establishment. *Global Ecology and Conservation*, 33, e01982.
- Godó, L., Valkó, O., Tóthmérész, B., Török, P., & Deák, B. (2017). Scale-dependent effects of grazing on the species richness of alkaline and sand grasslands. *Tuexenia*, 37, 229–246.
- Godó, L., Tóthmérész, B., Valkó, O., Tóth, K., Kiss, R., Radócz, S., ... & Deák, B. (2018). Ecosystem engineering by foxes is mediated by the landscape context — A case study from steppic burial mounds. *Ecology and Evolution*, 8(14), 7044–7054.
- Gómez, J. M., Schupp, E. W., & Jordano, P. (2019). Synzoochory: the ecological and evolutionary relevance of a dual interaction. *Biological Reviews*, 94(3), 874–902.
- Grant, P. R., Smith, J. N., Grant, B. R., Abbott, I. J., & Abbott, L. K. (1975). Finch numbers, owl predation and plant dispersal on Isla Daphne Major, Galapagos. *Oecologia*, 19(3), 239–257.
- Green, A. J., Lovas-Kiss, Á., Reynolds, C., Sebastián-González, E., Silva, G. G., van Leeuwen, C. H., & Wilkinson, D. M. (2023). Dispersal of aquatic and terrestrial organisms by waterbirds: A review of current knowledge and future priorities. *Freshwater Biology*, 68, 173–190.
- Grime, J.P. (1979). *Plant Strategies and Vegetational Processes*. Wiley and Sons, New York. 222 oldal.
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., & Wieszik, M. (2013). European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22, 2131–2138.
- Hämäläinen, A., Broadley, K., Droghini, A., Haines, J. A., Lamb, C. T., Boutin, S., & Gilbert, S. (2017). The ecological significance of secondary seed dispersal by carnivores. *Ecosphere*, 8(2), e01685.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. 313 oldal.
- Harris, J., & Mirande, C. (2013). A global overview of cranes: status, threats and conservation priorities. *Chinese Birds*, 4(3), 189–209.
- Horváth, A., Morvai, A., & Horváth, G. F. (2018). Food-niche pattern of the Barn Owl (*Tyto alba*) in intensively cultivated agricultural landscape. *Ornis Hungarica*, 26(1), 27–40.
- Isselstein, J., Jeangros, B., & Pavlu, V. (2005). Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe—a review. *Agronomy research*, 3(2), 139–151.
- IUSS Working Group (2015). WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification

- system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
- Jacob, J., Imholt, C., Caminero-Saldaña, C., Couval, G., Giraudoux, P., Herrero-Cófreces, S., ... & Wymenga, E. (2020). Europe-wide outbreaks of common voles in 2019. *Journal of Pest Science*, *93*(2), 703–709.
- Jansen, P. A., Hirsch, B. T., Emsens, W. J., Zamora-Gutierrez, V., Wikelski, M., & Kays, R. (2012). Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *109*(31), 12610–12615.
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. In *Ecosystem Management* (pp. 130–147). Springer, New York.
- Juhász, E., Molnár, Z., Bede-Fazekas, Á., & Biró, M. (2023). General patterns of beavers' selective foraging: how to evaluate the effects of a re-emerging driver of vegetation change along Central European small watercourses. *Biodiversity and Conservation*, *32*(7), 2197–2220.
- 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*(12), 2521–2541.
- Kiamos, N., Lymberakis, P., Rallis, G., & Poulakakis, N. (2019). Barn Owl (*Tyto alba*) prey in Evros (Greece) and the discovery of a new mammal for the Greek fauna. *Journal of Natural History*, *53*(27-28), 1691–1705.
- Király, G. (2009). Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggtelek National Park Directorate, Jósvafő.
- Kiviniemi, K., & Telenius, A. (1998). Experiments on adhesive dispersal by wood mouse: seed shadows and dispersal distances of 13 plant species from cultivated areas in southern Sweden. *Ecography*, *21*(2), 108–116.
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M. ..., Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology*, *96*, 1266–1274.
- König, C. & Weick, F. (2008). *Owls of the world*. A&C Black. 528 oldal.

- König, H. J., Ceaușu, S., Reed, M., Kendall, H., Hemminger, K., Reinke, H. ... & Ford, A. T. (2021). Integrated framework for stakeholder participation: Methods and tools for identifying and addressing human–wildlife conflicts. *Conservation Science and Practice*, 3(3), e399.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. B. (2017). lmerTest package: Tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82, 1–26.
- Leito, A., Bunce, R. G. H., Külvik, M., Ojaste, I., Raet, J., Villoslada, M., Leivits, M., Kull, A., Kuusemets, V., Kull, T., Metzger, M. J., & Sepp, K. (2015). The potential impacts of changes in ecological networks, land use and climate on the Eurasian crane population in Estonia. *Landscape Ecology*, 30(5), 887–904.
- Lenth, R., Singmann, H., Love, J., Buerkner, P., & Herve, M. (2018). Emmeans: Estimated marginal means, aka least-squares means. R package version, 1.7.2,
- Lepková, B., Horčíčková, E., & Vojta, J. (2018). Endozoochorous seed dispersal by free-ranging herbivores in an abandoned landscape. *Plant Ecology*, 219(9), 1127–1138.
- Liebman, M., Mohler, C. L., & Staver, C. P. (2001). Ecological management of agricultural weeds. Cambridge University Press, Cambridge.
- Limb, R. F., Engle, D. M., Bidwell, T. G., Althoff, D. P., Anderson, A. B., Gipson, P. S., & Howard, H. R. (2010). Restoring biopedturbation in grasslands with anthropogenic focal disturbance. *Plant Ecology*, 210(2), 331–342.
- Lindborg, R., Helm, A., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Kühn, I., Pykälä, J., & Pärtel, M. (2012). Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. *Ecography*, 35(4), 356–363.
- López-Darias, M., & Nogales, M. (2016). Raptors as legitimate secondary dispersers of weed seeds. *Ibis*, 158(2), 428–432.
- Lovas-Kiss, Á., Martín-Vélez, V., Brides, K., Wilkinson, D. M., Griffin, L. R., & Green, A. J. (2023). Migratory geese allow plants to disperse to cooler latitudes across the ocean. *Journal of Biogeography*, 50, 1602–1614.
- Lovas-Kiss, Á., Navarro-Ramos, M. J., Vincze, O., Löki, V., Urgyán, R., Pallér-Kapusi, F., ... & Lukács, B. A. (2023). Traits for transport: alien wetland plants gain an advantage during endozoochorous seed dispersal by waterfowl. *Freshwater Biology*, 68, 1703–1715.

- Lukács, K., Tóth, Á., Kiss, R., Deák, B., Rádai, Z., Tóth, K., Kelemen, A., Bátor, Z., Hábczyus, A.A., Tölgyesi, C., Migléc, T., Godó, L., Valkó, O. (2024). The ecological footprint of outdoor activities: Factors affecting human-vectored seed dispersal on clothing. *Science of the Total Environment*, 906, 167675.
- MacCracken, J. G., Uresk, D. W., & Hansen, R. M. (1985). Burrowing owl foods in Conata Basin, South Dakota. *The Great Basin Naturalist*, 45(2), 287–290.
- Mallen-Cooper, M., Nakagawa, S., & Eldridge, D. J. (2019). Global meta-analysis of soil-disturbing vertebrates reveals strong effects on ecosystem patterns and processes. *Global Ecology and Biogeography*, 28(5), 661–679.
- Marcon, E., Scotti, I., Hérault, B., Rossi, V., & Lang, G. (2014). Generalization of the partitioning of Shannon diversity. *PloS One*, 9(3), e90289.
- Markova, E. A., Trofimova, S. S., Sibiryakov, P. A., & Yalkovskaya, L. E. (2020). Secondary types of food in the diet of a small-sized mammalian herbivore: from species ecology to habitat inferences. *Mammal Research*, 65(2), 289–300.
- Maser, C., & Brodie, E. D. (1966). A study of owl pellet contents from Linn, Benton and Polk counties, Oregon. *The Murrelet*, 47(1), 9–14.
- Massa, C., Gabelli, F. M., & Cueto, G. R. (2015). Using GPS tracking to determine movement patterns and foraging habitat selection of the common barn-owl (*Tyto alba*). *El Hornero*, 30(1), 7–12.
- McKechnie, S. (2006). Biopedturbation by an island ecosystem engineer: burrowing volumes and litter deposition by sooty shearwaters (*Puffinus griseus*). *New Zealand Journal of Zoology*, 33(4), 259–265.
- Mérő, T. O., Bocz, R., Polyák, L., Horváth, G., & Lengyel, S. (2015). Local habitat management and landscape-scale restoration influence small-mammal communities in grasslands. *Animal Conservation*, 18(5), 442–450.
- Molnár, Zs. (2017). “I see the grass through the mouths of my animals” – Folk indicators of pasture plants used by traditional steppe herders. *Journal of Ethnobiology*, 37, 522–541.
- Montalvo, C. I., Arriaga, L. C., Tallade, P. O., & Sosa, R. A. (2012). Owl pellet dispersal by wind: Observations and experimentations. *Quaternary International*, 278, 63–70.

- Mosbech, A., Johansen, K. L., Davidson, T. A., Appelt, M., Grønnow, B., Cuyler, C., ... & Flora, J. (2018). On the crucial importance of a small bird: The ecosystem services of the little auk (*Alle alle*) population in Northwest Greenland in a long-term perspective. *Ambio*, *47*(2), 226–243.
- Mouissie, A. M., Vos, P., Verhagen, H. M. C., & Bakker, J. P. (2005). Endozoochory by free-ranging, large herbivores: ecological correlates and perspectives for restoration. *Basic and Applied Ecology*, *6*(6), 547–558.
- Nathan, R. (2006). Long-distance dispersal of plants. *Science*, *313*(5788), 786–788.
- Nevard, T. D., Leiper, I., Archibald, G., & Garnett, S. T. (2018). Farming and cranes on the Atherton Tablelands, Australia. *Pacific Conservation Biology*, *25*(2), 184–192.
- Németh, A., Bárány, A., Csorba, G., Magyar, E., Pazonyi, P., & Pálffy, J. (2017). Holocene mammal extinctions in the Carpathian Basin: a review. *Mammal Review*, *47*(1), 38–52.
- Nilsson, L., Bunnefeld, N., Persson, J., & Månsson, J. (2016). Large grazing birds and agriculture: Predicting field use of common cranes and implications for crop damage prevention. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *219*, 163–170.
- Nogales, M., Padilla, D. P., Nieves, C., Illera, J. C., & Traveset, A. (2007). Secondary seed dispersal systems, frugivorous lizards and predatory birds in insular volcanic badlands. *Journal of Ecology*, *95*(6), 1394–1403.
- Padilla, D. P., & Nogales, M. (2009). Behavior of kestrels feeding on frugivorous lizards: implications for secondary seed dispersal. *Behavioral Ecology*, *20*(4), 872–877.
- Pearson, D. E., & Ortega, Y. K. (2001). Evidence of an indirect dispersal pathway for Spotted Knapweed, *Centaurea maculosa*, seeds via Deer Mice, *Peromyscus maniculatus*, and Great Horned Owls, *Bubo virginianus*. *Canadian Field-Naturalist*, *115*(2), 354.
- Penn, H. J., & Crist, T. O. (2018). From dispersal to predation: A global synthesis of ant–seed interactions. *Ecology and evolution*, *8*(18), 9122–9138.
- Peralta-Sánchez, J. M., Ansotegui, A., Hortas, F., Redón, S., Martín-Vélez, V., Green, A. J., ... & Sánchez, M. I. (2023). Seed size, not dispersal syndrome, determines potential for spread of ricefield weeds by gulls. *Plants*, *12*, 1470.

- Pérez-Méndez, N., & Rodríguez, A. (2018). Raptors as Seed Dispersers. In *Birds of Prey* (pp. 139–158). Springer, Cham.
- Pesendorfer, M. B., Sillett, T. S., Koenig, W. D., & Morrison, S. A. (2016). Scatter-hoarding corvids as seed dispersers for oaks and pines: a review of a widely distributed mutualism and its utility to habitat restoration. *The Condor: Ornithological Applications*, 118(2), 215–237.
- Poschlod, P., Baumann, A., & Karlik, P. (2009). Origin and development of grasslands in Central Europe. In *Grasslands in Europe* (pp. 15–25). KNNV Publishing.
- Poschlod, P., & WallisDeVries, M. F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation*, 104(3), 361–376.
- Prange, H. (1999). Migration of common crane (*Grus grus*) in Europe. *Vogelwelt*, 120, 301–305.
- Prange, H., & Ilyashenko, E. I. (2019). Species review: Eurasian crane (*Grus grus*). Crane conservation strategy, 397–423.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing (ver. 4.1.2). Computer software, R Foundation for Statistical Computing, <https://www.R-project.org>
- Rengifo-Faiffer, M. C., & Arana, C. (2019). Fossorial birds help shape the plant community of a Peruvian desert. *Journal of Arid Environments*, 169, 29–33.
- Romero, G. Q., Gonçalves-Souza, T., Vieira, C., & Koricheva, J. (2015). Ecosystem engineering effects on species diversity across ecosystems: a meta-analysis. *Biological Reviews*, 90(3), 877–890.
- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P., & Parker, H. (2005). Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal review*, 35(3-4), 248–276.
- Sádlo J., Chtrý M., Pergl J. & Pyšek P. (2018). Plant dispersal strategies: a new classification based on the multiple dispersal modes of individual species. *Preslia*, 90, 1–22.
- Sellers, K. F., & Premeaux, B. (2021). Conway–Maxwell–Poisson regression models for dispersed count data. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics*, 13(6), e1533.
- Shehab, A. H., & Al Charabi, S. M. (2006). Food of the barn owl (*Tyto alba*) in the Yahmool Area, Northern Syria. *Turkish Journal of Zoology*, 30(2), 175–179.

- Smith, K. T., Comay, O., Maul, L., Wegmüller, F., Le Tensorer, J. M., & Dayan, T. (2021). A model of digestive tooth corrosion in lizards: experimental tests and taphonomic implications. *Scientific Reports*, *11*(1), 1–16.
- Ter Braak, C.J.F., Šmilauer, P. (2012). CANOCO Reference Manual and User's Guide: Software for Ordination. Microcomputer power, Itaca, Wageningen version 5.0.
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Albert, Á. J., ... & Tóthmérész, B. (2013). New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing social behaviour types. *Acta Botanica Hungarica*, *55*(3-4), 429–472.
- Tóth, Á., Deák, B., Tóth, K., Kiss, R., Lukács, K., Rádai, Z., Godó, L., Borza, S., Kelemen, A., Migléc, T., Bátor, Z., Novák, T.J., & Valkó, O. (2022). Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands. *PeerJ*, *10*, e13226.
- Tóth, P., Green, A. J., Wilkinson, D. M., Brides, K., & Lovas-Kiss, Á. (2023). Plant traits associated with seed dispersal by ducks and geese in urban and natural habitats. *Ecology and Evolution*, *13*, e10677.
- Traveset, A. A. J. A., Robertson, A. W., & Rodríguez-Pérez, J. (2007). A review on the role of endozoochory in seed germination. In *Seed dispersal: theory and its application in a changing world* (pp. 78–103.). CAB International, Wallingford.
- Türke, M., Heinze, E., Andreas, K., Svendsen, S. M., Gossner, M. M., & Weisser, W. W. (2010). Seed consumption and dispersal of ant-dispersed plants by slugs. *Oecologia*, *163*(3), 681–693.
- Ujhelyi, P. (1994). A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója: Küllemi és csonttani bélyegek alapján (2. kiadás). Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 188 oldal.
- Ulicsni, V., Babai, D., Juhász, E., Molnár, Z., & Biró, M. (2020). Local knowledge about a newly reintroduced, rapidly spreading species (Eurasian beaver) and perception of its impact on ecosystem services. *PloS one*, *15*(5), e0233506.
- Valkó, O., Borza, S., Godó, L., Végvári, Z., & Deák, B. (2022). The Eurasian crane (*Grus grus*) as an ecosystem engineer in grasslands: Conservation values, ecosystem services, and disservices related to a large iconic bird species. *Land Degradation & Development*, *33*(12), 2155–2165.

- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B., (2017). Filling up the gaps - Passive restoration does work on linear landscape scars. *Ecological Engineering*, 102, 501–508.
- Valkó, O., Tölgyesi, C., Kelemen, A., Bátor, Z., Gallé, R., Rádai, Z., Bragina, T. M., Bragin, Y.A., Deák, B. (2021). Steppe Marmot (*Marmota bobak*) as ecosystem engineer in arid steppes. *Journal of Arid Environment*, 184, 104–244.
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B., & Matus, G. (2011). Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology*, 19(101), 9–15.
- van Leeuwen, C. H., Tella, J. L., & Green, A. J. (2020). Animal-mediated dispersal in understudied systems. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 508.
- Vander Wall, S. B., & Longland, W. S. (2004). Diplochory: are two seed dispersers better than one? *Trends in Ecology and Evolution* 19, 155–161.
- Végyvári, Z. (2002). Autumn staging and habitat selection by common cranes (*Grus grus*) in the Hortobágy National Park, Hungary. *Folia Zoologica-Praha*, 51(3), 221–226.
- Végyvári, Z., Hansbauer, M. M., & Schulte, B. (2010). The Hortobágy National Park-one of the most important stop-over sites for the Eurasian Crane in Europe: changes and threats. In *Cranes, agriculture and climate change* (pp. 77-82). Proceedings of a workshop organized by the International Crane Foundation and Muraviovka Park for Sustainable Land Use, Muraviovka Park, Russia.
- Wetlands International. (2015). Waterbird Population Estimates. [www.wetlands.org](http://www.wetlands.org) Letöltve: 2015.09.17.
- White, R. P., Murray, S., Rohweder, M., Prince, S. D., & Thompson, K. M. (2000). Grassland ecosystems. World Resources Institute, Washington. 81 oldal.
- Whitford, W. G., & Kay, F. R. (1999). Biopedturbation by mammals in deserts: a review. *Journal of Arid Environments*, 41(2), 203–230.
- Wilson, M.C., Smith, A.T. (2015). The pika and the watershed: The impact of small mammal poisoning on the ecohydrology of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ambio* 44, 16–22.

- Vicente-Gonzalez, L., & Vicente-Villardón, J. L. (2021). PERMANOVA: multivariate analysis of variance based on distances and permutations. R package version 0.2.0.
- Yoshihara, Y., Ohkuro, T., Buuveibaatar, B., Undarmaa, J., Takeuchi, K. (2010). Pollinators are attracted to mounds created by burrowing animals (marmots) in a Mongolian grassland. *Journal of Arid Environments*, 74(1), 159–163.
- Zhang, Y., Zhang, Z., & Liu, J. (2003). Burrowing rodents as ecosystem engineers: the ecology and management of plateau zokors *Myospalax fontanierii* in alpine meadow ecosystems on the Tibetan Plateau. *Mammal review*, 33(3-4), 284–294.
- Zheng, S. X., Ren, H. Y., Lan, Z. C., Li, W. H., Wang, K. B., & Bai, Y. F. (2010). Effects of grazing on leaf traits and ecosystem functioning in Inner Mongolia grasslands: scaling from species to community. *Biogeosciences*, 7(3), 1117-1132.

*Internetes hivatkozások:*

URL1: [www.hnp.hu](http://www.hnp.hu)

## Függelékek

**1. függelék.** A feljegyzett edényes növényfajok morfológiai csoportokba (MCS) sorolása, természetességi indexe (TI), takarmányminőségi indexe (TMI), speciális levélfelülete (SLA), beporzási típusa (BT) és virágzási időtartama (hónap) (VI).

\*morfológiai csoport rövidítések: É – évelő, RÉ – rövidéletű, kétsz. – kétszikűek

\*\* beporzási típus rövidítések: önbep. – önbeporzású

Fajnév	MCS*	TI	TMI	BT**	VI	SLA
<i>Achillea collina</i>	É kétsz.	2	2	rovar	5	27,48
<i>Achillea setacea</i>	É kétsz.	4	2	rovar	3	10,38
<i>Alopecurus pratensis</i>	É füvek	5	4	szél	4	25,00
<i>Arabidopsis thaliana</i>	RÉ kétsz.	2	1	rovar	3	32,90
<i>Artemisia santonicum</i>	É kétsz.	5	-1	szél	4	15,80
<i>Aster tripolium</i>	É kétsz.	6	1	rovar	3	17,96
<i>Atriplex hastata</i>	RÉ kétsz.	1	1	szél	3	20,97
<i>Atriplex littoralis</i>	RÉ kétsz.	3	1	szél	4	25,89
<i>Atriplex tatarica</i>	RÉ kétsz.	2	1	szél	4	20,24
<i>Bromus hordeaceus</i>	RÉ füvek	2	1	szél	2	29,80
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	RÉ kétsz.	4	1	rovar	3	35,09
<i>Camphorosma annua</i>	RÉ kétsz.	3	1	szél	3	16,61
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RÉ kétsz.	1	1	rovar	10	35,90
<i>Cardaria draba</i>	É kétsz.	1	-1	rovar	3	21,59
<i>Carduus acanthoides</i>	RÉ kétsz.	1	-3	rovar	4	6,46
<i>Carex praecox</i>	É füvek	4	1	szél	2	16,05
<i>Carex stenophylla</i>	É füvek	4	1	szél	2	9,05
<i>Cerastium brachypetalum</i>	RÉ kétsz.	3	1	rovar	3	28,05
<i>Chenopodium album</i>	RÉ kétsz.	-2	1	szél	6	22,21
<i>Convolvulus arvensis</i>	É kétsz.	-2	2	rovar	7	37,81
<i>Cruciata pedemontana</i>	RÉ kétsz.	4	1	rovar	3	28,16
<i>Cynodon dactylon</i>	É füvek	-2	2	szél	5	8,94
<i>Elymus repens</i>	É füvek	-2	3	szél	4	11,28
<i>Erophila verna</i>	RÉ kétsz.	3	1	rovar	4	55,58
<i>Eryngium campestre</i>	É kétsz.	2	-3	rovar	3	9,25

Fajnév	MCS*	TI	TMI	BT**	VI	SLA
<i>Euphorbia cyparissias</i>	É kétsz.	2	-2	rovar	5	22,78
<i>Festuca pseudovina</i>	É füvek	5	3	szél	2	17,61
<i>Gagea pratensis</i>	É kétsz.	4	-1	rovar	2	23,90
<i>Galium verum</i>	É kétsz.	2	2	rovar	5	10,09
<i>Geranium molle</i>	RÉ kétsz.	2	1	rovar	5	27,62
<i>Gypsophila muralis</i>	RÉ kétsz.	3	1	rovar	4	13,79
<i>Hordeum hystrix</i>	RÉ füvek	2	1	szél	3	45,54
<i>Inula britannica</i>	É kétsz.	2	1	rovar	3	13,09
<i>Juncus compressus</i>	É füvek	2	-1	szél	4	14,70
<i>Kochia prostrata</i>	RÉ kétsz.	6	-1	rovar	3	7,77
<i>Koeleria cristata</i>	É füvek	4	2	szél	2	9,25
<i>Lactuca saligna</i>	RÉ kétsz.	2	2	rovar	2	32,41
<i>Lepidium perfoliatum</i>	RÉ kétsz.	2	-1	önbep.	2	NA
<i>Lepidium ruderales</i>	RÉ kétsz.	2	-1	önbep.	3	20,91
<i>Limonium gmelinii</i>	É kétsz.	6	1	rovar	3	7,60
<i>Lotus corniculatus</i>	É kétsz.	2	5	rovar	5	21,32
<i>Matricaria chamomilla</i>	RÉ kétsz.	4	-1	rovar	4	20,10
<i>Myosotis stricta</i>	RÉ kétsz.	3	1	rovar	2	26,98
<i>Myosurus minimus</i>	RÉ kétsz.	3	-1	rovar	3	21,64
<i>Ornithogalum kochii</i>	É kétsz.	4	-2	rovar	2	13,20
<i>Pholiurus pannonicus</i>	RÉ füvek	6	1	szél	2	NA
<i>Plantago lanceolata</i>	É kétsz.	2	2	rovar	6	33,12
<i>Plantago tenuiflora</i>	RÉ kétsz.	4	1	rovar	2	NA
<i>Poa angustifolia</i>	É füvek	2	4	szél	2	15,55
<i>Poa bulbosa</i>	RÉ füvek	3	1	szél	3	22,47
<i>Podospermum canum</i>	É kétsz.	4	2	rovar	4	14,67
<i>Polygonum aviculare</i>	RÉ kétsz.	-2	2	rovar	5	23,29
<i>Potentilla argentea</i>	É kétsz.	2	1	rovar	3	19,33
<i>Puccinellia limosa</i>	É füvek	5	3	szél	4	5,87
<i>Ranunculus pedatus</i>	É kétsz.	6	-1	rovar	2	NA
<i>Rumex stenophyllus</i>	É kétsz.	4	-1	szél	3	23,63
<i>Scleranthus annuus</i>	RÉ kétsz.	1	1	rovar	7	27,60
<i>Spergularia rubra</i>	RÉ kétsz.	3	1	rovar	5	18,29
<i>Stellaria graminea</i>	É kétsz.	2	1	rovar	3	29,27
<i>Taraxacum officinale</i>	É kétsz.	-2	2	rovar	8	29,07
<i>Trifolium angulatum</i>	RÉ kétsz.	6	6	rovar	2	17,41

Fajnév	MCS*	TI	TMI	BT**	VI	SLA
<i>Trifolium retusum</i>	RÉ kétsz.	6	6	rovar	3	17,41
<i>Trifolium striatum</i>	RÉ kétsz.	3	5	rovar	3	20,94
<i>Ventenata dubia</i>	RÉ fűvek	2	1	szél	2	NA
<i>Veronica verna agg.</i>	RÉ kétsz.	3	1	rovar	2	36,71
<i>Vicia hirsuta</i>	RÉ kétsz.	2	3	rovar	4	22,06
<i>Vicia tetrasperma</i>	RÉ kétsz.	2	4	rovar	4	31,89
<i>Vicia villosa</i>	RÉ kétsz.	1	4	rovar	3	25,41

**2. függelék.** A kicsírázott növényfajok és az azokat tartalmazó köpetek száma, illetve a köpetekben talált prédaállat taxonok.

Növényfaj	Köpet (db)	Prédaállatok a köpet(ek)ben
<i>Alopecurus geniculatus</i>	2	<i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i> <i>Microtus arvalis</i>
Apiaceae	1	<i>Apodemus</i> sp., <i>Microtus arvalis</i>
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	1	<i>Microtus arvalis</i>
<i>Carex</i> sp.	1	<i>Apodemus</i> sp. <i>Crocidura leucodon</i> , <i>Microtus arvalis</i>
<i>Chenopodium album</i>	9	<i>Crocidura leucodon</i> , <i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
<i>Conyza canadensis</i>	1	<i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i> <i>Apodemus</i> sp.
<i>Convolvulus arvensis</i>	3	<i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i> , <i>Sorex minutus</i>
		<i>Mus</i> sp., <i>Sorex araneus</i> , <i>Sorex minutus</i>
		<i>Apodemus</i> sp., <i>Microtus arvalis</i> <i>Apodemus</i> sp., <i>Microtus arvalis</i> , <i>Mus</i> sp., <i>Sorex araneus</i>
<i>Dactylis glomerata</i>	9	<i>Crocidura leucodon</i> , <i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i>
		<i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
		<i>Microtus arvalis</i>
<i>Digitaria sanguinalis</i>	4	<i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i> <i>Arvicola amphibius</i>
		<i>Arvicola amphibius</i>
		<i>Crocidura leucodon</i> , <i>Microtus arvalis</i> <i>Microtus arvalis</i> , <i>Mus</i> sp.

Növényfaj	Köpet (db)	Prédaállatok a köpet(ek)ben
<i>Epilobium tetragonum</i>	1	<i>Apodemus</i> sp., <i>Microtus arvalis</i> , <i>Mus</i> sp.
<i>Fragaria viridis</i>	1	<i>Microtus arvalis</i>
<i>Hibiscus trionum</i>	1	<i>Apodemus</i> sp., <i>Microtus arvalis</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	1	<i>Apodemus</i> sp.
<i>Medicago lupulina</i>	3	<i>Apodemus</i> sp., <i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Microtus arvalis</i> <i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i> , <i>Sorex minutus</i> <i>Mus</i> sp.
<i>Myosurus minimus</i>	1	<i>Microtus arvalis</i>
<i>Polygonum aviculare</i>	2	<i>Microtus arvalis</i> <i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Micromys minutus</i> , <i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex minutus</i>
<i>Setaria verticillata</i>	5	<i>Crocidura suaveolens</i> , <i>Microtus arvalis</i> <i>Microtus arvalis</i> , <i>Sorex araneus</i> , <i>Sorex minutus</i> <i>Microtus arvalis</i> <i>Microtus arvalis</i> <i>Microtus arvalis</i>
<i>Tamarix tetrandra</i>	1	<i>Arvicola amphibius</i>
<i>Trifolium striatum</i>	1	<i>Apodemus</i> sp.
<i>Urtica dioica</i>	1	<i>Microtus arvalis</i>
<i>Vicia angustifolia</i>	1	<i>Apodemus</i> sp.
<i>Vicia hirsuta</i>	1	<i>Apodemus</i> sp.



Nyilvántartási szám: DEENK/462/2024.PL  
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Borza Sándor  
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
MTMT azonosító: 10073752

### A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

#### Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

1. Godó, L.\*, **Borza, S.\***, Valkó, O., Rádai, Z., Deák, B.: Owl-mediated diploendozoochorous seed dispersal increases dispersal distance and supports seedling establishment.  
*Glob. Ecol. Conserv.* 45, 1-11, 2023. ISSN: 2351-9894.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02519>  
\* Megosztott első szerzős közlemény.  
IF: 3.5
2. Valkó, O., **Borza, S.**, Godó, L., Végvári, Z., Deák, B.: The Eurasian crane (*Grus grus*) as an ecosystem engineer in grasslands: Conservation values, ecosystem services, and disservices related to a large iconic bird species.  
*Land Degrad. Dev.* 33 (12), 2155-2165, 2022. ISSN: 1085-3278.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.4314>  
IF: 4.7

### További közlemények

#### Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (2)

3. **Borza, S.**, Godó, L., Csathó, A. I., Valkó, O., Deák, B.: A közúti közlekedés természetkárosító hatása a magyarországi gerincesfaunára: Szakirodalmi áttekintés.  
*Termvéd. közl.* 27, 1-17, 2021. ISSN: 1216-4585.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.1>
4. **Borza, S.**, Végvári, Z., Zalai, T.: A legeltetés hatása a fészkelő partimadár-populációkra a Hortobágyon.  
*Virgo.* 1, 159-177, 2017. ISSN: 2560-0273.





Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (7)

5. **Borza, S.**, Godó, L., Valkó, O., Végvári, Z., Deák, B.: Better safe than sorry - Understanding the attitude and habits of drivers can help mitigating animal-vehicle collisions.  
*J. Environ. Manage.* 339, 1-8, 2023. ISSN: 0301-4797.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117917>  
IF: 8
6. Deák, B., Bede, Á., Rádai, Z., Dembicz, I., Apostolova, I., Batáry, P., Gallé, R., Tóth, C. A., Dózsai, J., Moysiyenko, I. I., Sudnik-Wójcikowska, B., Zachwatowicz, M., Nekhrizov, G., Lisetskii, F., Buryak, Z., Kis, S., **Borza, S.**, Godó, L., Bragina, T. M., Smelansky, I., Molnár, Á., Bán, M., Báthori, F., Árgay, Z., Dani, J., Kiss, R., Valkó, O.: Contribution of cultural heritage values to steppe conservation on ancient burial mounds of Eurasia.  
*Conserv. Biol.* 37, 1-13, 2023. ISSN: 0888-8892.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.14148>  
IF: 5.2
7. Godó, L., Valkó, O., **Borza, S.**, Deák, B.: A global review on the role of small rodents and lagomorphs (clade Glires) in seed dispersal and plant establishment.  
*Glob. Ecol. Conserv.* 33, 1-17, 2022. ISSN: 2351-9894.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01982>  
IF: 4
8. Tóth, Á., Deák, B., Tóth, K., Kiss, R., Lukács, K., Rádai, Z., Godó, L., **Borza, S.**, Kelemen, A., Miglécz, T., Bátor, Z., Novák, T., Valkó, O.: Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands.  
*PeerJ.* 10, 1-19, 2022. EISSN: 2167-8359.  
DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.13226>  
IF: 2.7
9. Kiss, R., Deák, B., Tóthmérész, B., Miglécz, T., Tóth, K., Török, P., Lukács, K., Godó, L., Körmöczi, Z., Radócz, S., **Borza, S.**, Kelemen, A., Sonkoly, J., Kirmer, A., Tischew, S., Valkó, O.: Zoochory on and off: A field experiment for trait-based analysis of establishment success of grassland species.  
*J. Veg. Sci.* 32 (4), 1-12, 2021. ISSN: 1100-9233.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/jvs.13051>  
IF: 3.389
10. **Borza, S.**, Deák, B., Godó, L., Valkó, O.: Photo Story - Conservation values of the alkaline grasslands: Hortobágy National Park, East Hungary.  
*Pal. Grassl.* 46, 64-72, 2020. ISSN: 2627-9827.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.21570/EDGG.PG.46.64-72>





11. Végvári, Z., **Borza, S.**, Juhász, K.: The role of phylogeny and life history of migratory waterbirds in designing fishpond management plans.  
*Ecol. Eng.* 85, 288-295, 2015. ISSN: 0925-8574.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.007>  
IF: 2.74

Ismeretterjesztő, népszerűsítő cikkek (1)

12. **Borza, S.**, Hoffmann, K.: Tájrehabilitáció és természetvédelem (I.).  
*Magyar Mezőgazd.* 75 (40), 35-35, 2020. ISSN: 0025-018X.

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 34,229**

**A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre):  
8,2**

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudományometriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2024.09.02.





Registry number: DEENK/462/2024.PL  
Subject: PhD Publication List

Candidate: Sándor Borza  
Doctoral School: Pál Juhász-Nagy Doctoral School of Biology and Environmental Sciences  
MTMT ID: 10073752

### List of publications related to the dissertation

#### Foreign language scientific articles in international journals (2)

1. Godó, L.\*, **Borza, S.\***, Valkó, O., Rádai, Z., Deák, B.: Owl-mediated diploendozoochorous seed dispersal increases dispersal distance and supports seedling establishment.  
*Glob. Ecol. Conserv.* 45, 1-11, 2023. ISSN: 2351-9894.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02519>  
\* These authors contributed equally to this work.  
IF: 3.5
2. Valkó, O., **Borza, S.**, Godó, L., Végvári, Z., Deák, B.: The Eurasian crane (*Grus grus*) as an ecosystem engineer in grasslands: Conservation values, ecosystem services, and disservices related to a large iconic bird species.  
*Land Degrad. Dev.* 33 (12), 2155-2165, 2022. ISSN: 1085-3278.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.4314>  
IF: 4.7

### List of other publications

#### Hungarian scientific articles in Hungarian journals (2)

3. **Borza, S.**, Godó, L., Csathó, A. I., Valkó, O., Deák, B.: A közúti közlekedés természetkárosító hatása a magyarországi gerincesfaunára: Szakirodalmi áttekintés.  
*Termvéd. közl.* 27, 1-17, 2021. ISSN: 1216-4585.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.1>
4. **Borza, S.**, Végvári, Z., Zalai, T.: A legeltetés hatása a fészkelő partimadár-populációkra a Hortobágyon.  
*Virgo.* 1, 159-177, 2017. ISSN: 2560-0273.





Foreign language scientific articles in international journals (7)

5. **Borza, S.**, Godó, L., Valkó, O., Végvári, Z., Deák, B.: Better safe than sorry - Understanding the attitude and habits of drivers can help mitigating animal-vehicle collisions.  
*J. Environ. Manage.* 339, 1-8, 2023. ISSN: 0301-4797.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117917>  
IF: 8
6. Deák, B., Bede, Á., Rádai, Z., Dembicz, I., Apostolova, I., Batáry, P., Gallé, R., Tóth, C. A., Dózsai, J., Moysiynko, I. I., Sudnik-Wójcikowska, B., Zachwatowicz, M., Nekhrizov, G., Lisetskii, F., Buryak, Z., Kis, S., **Borza, S.**, Godó, L., Bragina, T. M., Smelansky, I., Molnár, Á., Bán, M., Báthori, F., Árgay, Z., Dani, J., Kiss, R., Valkó, O.: Contribution of cultural heritage values to steppe conservation on ancient burial mounds of Eurasia.  
*Conserv. Biol.* 37, 1-13, 2023. ISSN: 0888-8892.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.14148>  
IF: 5.2
7. Godó, L., Valkó, O., **Borza, S.**, Deák, B.: A global review on the role of small rodents and lagomorphs (clade Glires) in seed dispersal and plant establishment.  
*Glob. Ecol. Conserv.* 33, 1-17, 2022. ISSN: 2351-9894.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01982>  
IF: 4
8. Tóth, Á., Deák, B., Tóth, K., Kiss, R., Lukács, K., Rádai, Z., Godó, L., **Borza, S.**, Kelemen, A., Miglécz, T., Bátor, Z., Novák, T., Valkó, O.: Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands.  
*PeerJ.* 10, 1-19, 2022. EISSN: 2167-8359.  
DOI: <https://doi.org/10.7717/peerj.13226>  
IF: 2.7
9. Kiss, R., Deák, B., Tóthmérész, B., Miglécz, T., Tóth, K., Török, P., Lukács, K., Godó, L., Körmöczy, Z., Radócz, S., **Borza, S.**, Kelemen, A., Sonkoly, J., Kirmer, A., Tischew, S., Valkó, O.: Zoochory on and off: A field experiment for trait-based analysis of establishment success of grassland species.  
*J. Veg. Sci.* 32 (4), 1-12, 2021. ISSN: 1100-9233.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/jvs.13051>  
IF: 3.389
10. **Borza, S.**, Deák, B., Godó, L., Valkó, O.: Photo Story - Conservation values of the alkaline grasslands: Hortobágy National Park, East Hungary.  
*Pal. Grassl.* 46, 64-72, 2020. ISSN: 2627-9827.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.21570/EDGG.PG.46.64-72>





11. Végvári, Z., **Borza, S.**, Juhász, K.: The role of phylogeny and life history of migratory waterbirds in designing fishpond management plans.  
*Ecol. Eng.* 85, 288-295, 2015. ISSN: 0925-8574.  
DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.007>  
IF: 2.74

Informational/educational articles (1)

12. **Borza, S.**, Hoffmann, K.: Tájrehabilitáció és természetvédelem (1.).  
*Magyar Mezőgazd.* 75 (40), 35-35, 2020. ISSN: 0025-018X.

**Total IF of journals (all publications): 34,229**

**Total IF of journals (publications related to the dissertation): 8,2**

The Candidate's publication data submitted to the iDEa Tudóstér have been validated by DEENK on the basis of the Journal Citation Report (Impact Factor) database.

02 September, 2024

