

37. OTDK Biológia Szekció

A magdimorfizmus szerepe a *Plantago coronopus* sikeres út menti terjedésében

Készítette:

BAK HENRIETTA MÁRIA

I. évf. biológus MSc hallgató

Debreceni Egyetem

Természettudományi és Technológiai Kar

Növénytani Tanszék

Témavezetők:

DR. RUPRECHT ESZTER

docens, Babeş-Bolyai Tudományegyetem

DR. MOLNÁR V. ATTILA

egyetemi tanár, Debreceni Egyetem

DEBRECEN, 2024

Tartalomjegyzék

Bevezetés.....	3
Célkitűzések	5
Anyag és módszer	5
Terepi felmérések.....	5
Terepi maggyűjtés és magtulajdonságok mérése.....	6
Diszperziós képesség vizsgálata	8
A sótűrés tesztelése csíráztatásos kísérlettel.....	8
A NaCl egyedfejlődésre gyakorolt hatásának vizsgálata.....	9
Adatelemzés	10
Terepi felmérések.....	10
Diszperziós képesség vizsgálata	10
A sótűrés tesztelése csíráztatásos kísérlettel.....	10
A NaCl egyedfejlődésre gyakorolt hatásának vizsgálata.....	10
Eredmények.....	11
A <i>Plantago</i> fajok utak mentén való elterjedtsége	11
A <i>Plantago</i> fajok magtulajdonságai	12
A <i>Plantago</i> fajok szél általi diszperziós képessége	12
A <i>Plantago</i> fajok csírázás során tapasztalható sótűrése	13
A NaCl egyedfejlődésre gyakorolt hatása	14
Diskusszió.....	16
A <i>P. coronopus</i> utak mentén való elterjedtsége	16
A magtulajdonságok és diszperziós képesség hozzájárulása a <i>P. coronopus</i> terjedési sikeréhez utak mentén	17
A sótűrés szerepe a <i>P. coronopus</i> út menti terjedésében.....	18
Köszönetnyilvánítás	20
Irodalomjegyzék.....	21
Függelék	32

Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben az úthálózatok hatalmas kiterjedtségük révén jelentős szerepet játszottak inváziós növényfajok terjedésében (Forman & Alexander 1998; Wilcox 1989; Harrison et al. 2002; Arteaga et al. 2009; Christen & Matlack 2009; Mortensen et al. 2009; Joly et al. 2011; Rauschert et al. 2017; Skultety & Matthews 2017; Follak et al. 2018). Ilyen jelenséget írtak le többek között bizonyos sótűrő növényfajokkal kapcsolatban is, amelyek a téli időszakban végzett csúszásmentesítő sózás miatt az út menti területeken sikeresen megtelepedhetnek és terjedhetnek is (Davison 1971). A halotoleráns fajok, különösen a tengerparti sótűrő növényfajok terjedése utak mentén világszerte jól ismert jelenség (Reznicek 1980; Scott & Davison 1982; Dogan et al. 2004; Wróbel et al. 2006; Hohla et al. 2015; Dítě és Dítětová 2016; Kocián et al. 2016; Hanselmann 2017; Smith 2017). Az első tengerparti halofiton, amelyet út mentén megtaláltak Magyarországon, a *Plantago coronopus* volt (Schmidt et al. 2016).

A *Plantago coronopus* L. a *Plantaginaceae* családba tartozó tengerparti halofiton. Tőlevélrózsás, általában egyéves növényfaj, kedvezőtlen körülmények között azonban kétéves vagy évelő életmenetű is lehet. Virágzata sárgás fehér színű füzérvirágzat, júniustól szeptemberig virágzik, szélmegporzású (Dodds 1953). Európa és Észak-Afrika tengerparti régióiban és szigetein, valamint a Fekete-tengertől a Kaszpi-tenger térségén át Tádzsikisztánig őshonos (Haeupler & Schönfelder 1989; Villellas et al. 2013; Zajac & Zajac 2001; CABI 2021; Nikolić 2021). Behurcolt, illetve adventív fajként jelen van Ausztráliában, az Amerikai Egyesült Államokban, Afrika, Közép és Dél-Amerika egyes országaiban, illetve Európa számos országában (POWO 2024).

Bár a *P. coronopus* út menti terjedésének jellemzőit kevésbé vizsgálták (Frayssse 1997; Valladares et al. 2008; Tormo et al. 2011; Schmidt et al. 2020), Fekete et al. (2021) cikkében kimutatta, hogy a faj előfordulása jól dokumentált az európai utak mentén. A *P. coronopus* 1980 és 2019 között összesen 203 út menti előfordulását írták le, az elmúlt években pedig további előfordulási helyeit találták a fajnak Bosznia-Hercegovinában (Schmidt & Maslo 2020), Bulgáriában (Nugent 2018), Magyarországon (Schmidt 2021) és Csehországban is (Křenová et al. 2021). A faj az elmúlt négy évtizedben vélhetően az atlanti térségből jutott el Közép-Európába, így Magyarországra is (Fekete et al. 2021). Az újonnan dokumentált populációk arra utalnak, hogy a faj jelenleg az út menti terjedés intenzív szakaszában van (Schmidt 2021).

A nemzetség számos más faja is képes alkalmazkodni az élőhely minőségében bekövetkező változásokhoz, amelyek lehetnek természetesek vagy antropogén eredetűek (Code 2020), és amelyeket zavart élőhelyeken, például útszéleken dokumentáltak. Leggyakrabban a *P. lanceolata* (Drava et al. 2019; Abate et al. 2022) előfordulását írták le útszélekről, de a *P. major* és a *P. maritima* előfordulását is publikálták utak mentén (Warwic & Briggs 1980; Scott & Davison 1985; Jazwa et al. 2016; Baranov et al. 2021). A nemzetségben a *P. coronopus* mellett több mint 20 másik faj is ismerten sötűrő, mint a *P. cornuti*, a *P. maritima* vagy a *P. media* (Ianovici 2011).

Napjainkban még mindig nem teljesen tisztázott, hogy mely tényezők állhatnak az inváziós fajok sikerének hátterében (Alpert et al. 2000; Richardson & Pysek 2006). Az idegenhonos inváziós fajok ismert jellemzője a rendkívül gyors terjedés, ehhez pedig gyakran az emberi tevékenység is nagymértékben hozzájárulhat (Everett 2000; Mack & Lonsdale 2001), például utak létrehozásával, hiszen ezen fajok számára az egyik legfontosabb ökológiai folyosót az utak jelentik (Mortensen et al. 2009). Az emberi kezelés, a táji folyamatok és a populációdinamika (Caplat et al. 2012) mellett az előadaptált tulajdonságok, amelyek segíthetik a túlélést a megváltozott környezetben (Callaway & Aschehoug 2000) és a gyors evolúciós változások, amelyek lehetővé teszik a fajok helyi ökológiai viszonyokhoz való alkalmazkodását, szintén rendkívül fontosak lehetnek (Mack et al. 2000, Leger & Rice 2003; Parker et al. 2003). Pyšek (1997) szerint a klonális növekedés az erre képes fajok esetében nagy előnyt jelenthet, míg más tanulmányokban a nagy diszperziós képességet (Higgins et al. 1996), a nagy reprodukciós képességet (Pyšek et al. 2004), a gyors növekedést és a nagyfokú kompetíciós képességet (Werner et al. 2010) tartják e fajok legfontosabb jellegének.

A *P. coronopus* rendkívül gyors út menti terjedése mögött több tényező is állhat. A faj terjedése pozitívan korrelál a növekvő közúti forgalommal, továbbá magas magprodukciós képessége és sötűrőképessége is hozzájárulhat az út menti terjedés sikeréhez (Fekete et al. 2021). A *P. coronopus* különleges jellemzője a magdimorfizmus (Dowling, 1933; Braza et al., 2010; Braza & Garcia, 2011; Parker 2012), amely tulajdonság ritka a növényvilágban (Ungar 1995; Khan & Gul 2006). A faj egyedeinek minden toktermésében kétféle mag található (kis és nagy mag) (Dowling, 1933). A nagy magokból fejlődő egyedek nagyobb biomasszával rendelkeznek a kis magokból fejlődő egyedekhez képest, igaz ez az egyedfejlődés vegetatív és generatív szakaszában is (Koelewijn 2004). A különböző típusú magvak csírázási tulajdonságaikban is eltérőek lehetnek (Redondo-Gómez et al. 2008). A magdimorfizmus

fontos szerepet játszhat a hatékonyabb magterjesztésben, és evolúciósan stabil stratégiát jelenthet térben vagy időben heterogén élőhelyeken, mint amilyenek a sós élőhelyek is (Philipupillai & Ungar 1984; Khan & Ungar 1986; Geritz 1995), hiszen ezen élőhelyek sókoncentrációja térben és időben is gyakran változhat köszönhetően a domborzat, a talaj és a mikroklimatikus viszonyok megváltozásának (Hobohm et al. 2021). Ezért nem meglepő, hogy a sziki fajok között jónéhány faj dimorf magvú (Song & Wang 2015; Yang et al. 2017). Kimutatták azt is, hogy dimorf magvak képzése, más növényi tulajdonságokkal együtt (mint pl. rövidéletűség és magas termet), hozzájárul idegenhonos fajok megtelepedési sikeréhez (Fenesi et al. 2019). Tehát várhatóan ez a tulajdonság nagyban hozzájárulhat areájukat bővítő fajok, például idegenhonos fajok megtelepedési sikeréhez az őshonos területektől távol. Ilyen módon hipotéziseink szerint a magdimorfizmus segítheti a *P. coronopus* Atlanti partvidéktől távol eső területeken történő megtelepedését, és különösen zavart helyeken, vagyis állandóan változó és térben is heterogén környezetben történő megmaradását.

Célkitűzések

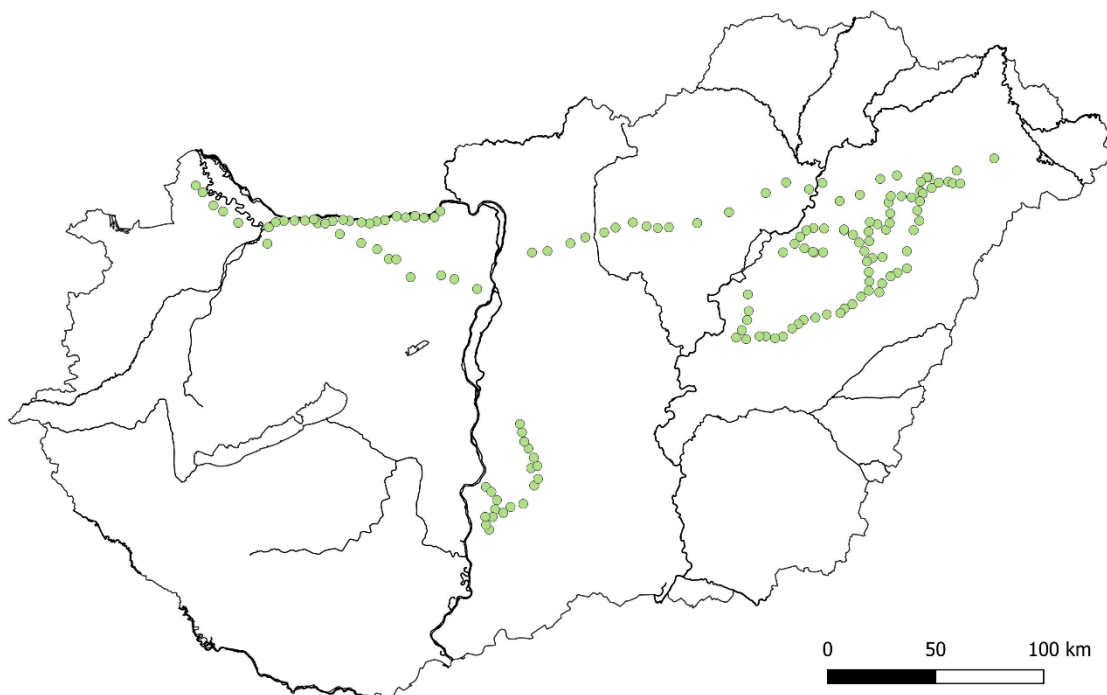
Vizsgálatunk során céljaink voltak (1) a *P. coronopus* és a nemzetség Magyarországon őshonos fajainak feltérképezése a hazai úthálózat mentén, (2) a gyűjtött hazánkban őshonos (*P. altissima*, *P. major*, *P. maritima*) és nem őshonos (*P. cornuti*, *P. coronopus*) fajok és magtípusok szaporodási jellemzőinek és terjedési képességének vizsgálata, valamint (3) ezen fajok sótűrésének vizsgálata csírázásos és növényneveléses kísérletek során.

Anyag és módszer

Terepi felmérések

A tematikus közúti felméréseket 2022 májusa és júliusa között végeztük Magyarország közútjai mentén, összesen 152 mintavételi pontot vettünk fel adatbázisunkba (1. ábra). A mintavételi pontok egymástól körülbelül 5 km távolságra helyezkedtek el, ott voltak, ahol a közlekedési viszonyok és szabályok lehetővé tették a gépkocsival történő megállást. Az autópályák esetében a közlekedési szabályok miatt benzinkutakat és pihenőhelyeket tudtunk felmérni. Minden egyes mintavételi ponton az út szegélyét egy 100 m hosszú és 6 m széles

sávban felmértük, illetve minden ponton rögzítettük a geokoordinátákat, a tengerszint feletti magasságot, a megtalált *Plantago* fajokat és az egyedek számát is.



1. ábra. A terepi felmérések során felvett mintavételi pontjaink.

A Magyar Közút Nonprofit Zrt. online adatbázisát (2020) használtuk a különböző utak kategorizálásához, majd az egyes úttípusokat három kategóriába soroltuk: autópálya, főút és alsóbbrendű út. Az autópálya kategóriába csak az autópályák, az főút kategóriába az I. és II. rendű főutak, míg az alsóbbrendű út kategóriába a bekötőutak és összekötőutak tartoztak.

Terepi maggyűjtés és magtulajdonságok mérése

A *P. altissima*, *P. cornuti*, *P. coronopus*, *P. major* és *P. maritima* magjait 2021-ben gyűjtöttük Magyarországon és Romániában, az egyes fajok két, földrajzilag jól elkülönülő populációból származtak (1. táblázat). A gyűjtést követően a magokat papírzacskókban, szobahőmérsékleten (kb. 20-25°C) tároltuk a kísérletek megkezdéséig.

1. táblázat. A vizsgált útifű fajok és populációik.

Faj	Populáció	Ország	Település
<i>P. altissima</i>	1	Magyarország	Kismaros
<i>P. altissima</i>	2	Magyarország	Kunpeszér
<i>P. cornuti</i>	1	Románia	Moriști
<i>P. cornuti</i>	2	Románia	Băile Someșeni
<i>P. coronopus</i>	1	Magyarország	Veszprém
<i>P. coronopus</i>	2	Magyarország	Káld
<i>P. major</i>	1	Magyarország	Nagymaros
<i>P. major</i>	2	Románia	Inucu
<i>P. maritima</i>	1	Magyarország	Agárd
<i>P. maritima</i>	2	Románia	Băile Someșeni

2022. április 7-én Török et al. (2013) módszerét követve analitikai mérleg segítségével meghatároztuk minden faj mindkét populációjának ezermagtömegét, vagyis lemértünk 3 db 100 magból álló mintát. A *P. coronopus* esetében pedig külön-külön mértük a kis és nagy magok ezermagtömegét. A kapott értékeket fajonként, illetve a *P. coronopus* esetében magtípusonként átlagoltuk.

2021 augusztusában 49 *P. coronopus* egyed összesen 200 virágzatából származó magok megszámlálásával becsültük meg az egy termésben fejlődő kis és nagy magok arányát. Minden egyes virágzatból véletlenszerűen kiválasztottunk 10 toktermést (vagy az összeset, ha 10-nél kevesebb volt), és megszámláltuk az egy termésben fejlődött kis és nagy magokat.

2022 márciusában mind az öt vizsgált *Plantago* faj 50-50 magját felhasználva, a *P. coronopus* esetében külön-külön megmérve a kis és a nagy magokat, meghatároztuk a fajok magalakját. A magokat a DinoCapture 2.0 programmal fényképeztük le, és az ImageJ programmal megmértük a magok hosszát, szélességét és magasságát. A mért értékeket behelyettesítve az alábbi The LEDA Traitbase 2022 (<https://uol.de/en/landeco/research/leda/standards>) adatbázisból származó képletbe megkaptuk a mag alakjának értékeit.

$$V_s = \Sigma (x_i - \text{átlag}(x))^2/n$$

$$n = 3; x_1 = \text{hosszúság}/\text{hosszúság}; x_2 = \text{magasság}/\text{hosszúság};$$

$$x_3 = \text{szélesség}/\text{hosszúság}$$

A magalak variancia index, melynek értéke 0 és 0.33 között változhat, minél közelebb van a 0-hoz, annál kerekesebb a mag alakja, a nagyobb magalak index értékek pedig hosszú vagy lapos magalakot jelentenek (Kleyer et al. 2008).

Diszperziós képesség vizsgálata

A vizsgált *Plantago* fajok magjainak szél általi terjedőképességét (anemochoria) a velocitás (esési sebesség) mérésével becsültük meg. Az esési sebességet egy általunk épített műszerrel mértük le. A magvak adott magasságból való esési idejét mértük egy 1.47 m hosszú, függőleges PVC-csőben. A cső korlátozta a szoba légmozgásait, tehát a mag kizárólag szabadeséssel tette meg az adott távolságot. A mag indulásától megérkezéséig videófelvételen rögzítettük a műveletet. A felvételeket az Adobe Premiere Pro 2020 szoftverrel értékeltük ki. Az esés során rögzített képkockák számát átváltottuk másodpercre, hogy kifejezhessük az esés idejét. A kísérletet fajokként 50-50 maggal végeztük, a *P. coronopus* kis és nagy magjait külön-külön vizsgáltuk, tehát a csókalábú útifű esetében összesen 100 maggal dolgoztunk.

A sótűrés tesztelése csíráztatásos kísérlettel

2022. május 4. és június 6. között a fajok sótűrését csíráztatásos kísérlettel vizsgáltuk, melynek során minden faj és magtípus esetében mindkét populáció magjainak sótűrését vizsgáltuk. A csíráztatást Petri-csészékben, szűrőpapíron végeztük. Minden Petri-csésze 20 darab magot tartalmazott. A szűrőpapírt 5 ml oldattal nedvesítettük meg. Az oldatokat desztillált vízből és vegytiszta NaCl-ből készítettük. Összesen négy különböző oldatot használtunk: 0% sót tartalmazó kontrollt; és három különböző NaCl-koncentrációt: 0.4% (68.45 mM, 6.84 dS/m), 0.8% (136.92 mM, 13.69 dS/m) és 1.2% (205.34 mM, 20.53 dS/m). Koncentrációnként öt ismétlést végeztünk minden egyes populáció és magtípus esetében. A koncentrációkat az Élelmezési és Mezőgazdasági Szervezet (FAO) osztályozása szerint választottuk meg, minden egyes koncentráció más-más sótartalom-kategóriába tartozott. A csíráztatást 20 °C-os hőmérsékletű klímakamrában végeztük 12 óra fény és 12 óra sötétség periódusok váltakozása mellett. A Petri-csészéket két-három naponta ellenőriztük, az új csíranövényeket feljegyeztük és eltávolítottuk. A kísérlet végén minden mintára kifejeztük a sikeresen kicsírázott és ki nem csírázott magok számát.

A NaCl egyedfejlődésre gyakorolt hatásának vizsgálata

2022 nyarán a kolozsvári Alexandru Borza Botanikus Kertben vizsgáltuk a NaCl hatását az egyedfejlődésre nézve. A kísérleti helyszín egy tetővel fedett, dróthálóval körülvett helyiség volt, ahol a növények nem voltak kitéve csapadéknak. Fajonként és a *P. coronopus* esetében magtípusonként összesen 20 darab 1 literes cserepet használtunk a vizsgálat során, 30-30 magot vetettünk egy cserepbe, amelyeket 2 évig pihentetett kertészeti virágfölddel töltöttünk meg. A cserepeket tálca nélküli asztalokon tároltuk, és a kísérlet során szükség szerint öntöztük csapvízzel, hogy elkerüljük a kiszáradást. A vetés után minden egyes cserepbe 0.025 g vegyes tápot és 0.05 g nitrogént adtunk 30 ml desztillált vizes oldatban. A palántákat folyamatosan ritkítottuk, amíg minden faj csírázni nem kezdett. Végül minden cserepben egy csíranövényt hagytunk meg, amely 2022. június 3-án kelt ki, ennek fejlődését követtük nyomon a továbbiakban. A kísérletben fajonként és magtípusonként összesen tehát 20-20 egyeddel dolgoztunk.

A csíranövényeket 2022. június 10-ig hagytuk fejlődni, ezen a napon NaCl-oldattal öntöztük meg őket. Fajonként és magtípusonként négy különböző NaCl-koncentrációt használtunk, hasonlóan a csíráztatásos kísérlethez, azaz 0%-os kontrollt, valamint 0.4, 0.8 és 1.2%-os NaCl-koncentrációt. A koncentrációkat talajoldatra számítottuk ki. Minden faj és magtípus esetében 5-5 cserepet képviselt 1-1 koncentráció. A sóstressz elkerülése érdekében a sóoldatokat két részletben juttattuk a cserepekbe. A kontroll cserepekhez desztillált vizet adtunk mindkét alkalommal. Mindkét sós öntözéskor az azonos koncentrációt képviselő cserepekhez 30-30 ml azonos koncentrációjú sóoldatot adtunk. A második adag NaCl-oldattal 2022. június 17-én végeztük a locsolást. A vizsgálat során 3-4 naponta ellenőriztük a cserepeket, minden alkalommal feljegyeztük, ha egy egyed elpusztult, illetve feljegyeztük a virágzatok számát is. 2022. július 22-én végeztük az utolsó ellenőrzést, majd az egyedeket eltávolítottuk, gyökereiket mosással megtisztítottuk a talajtól és 60 °C-os hőmérsékletre állított szárítószekrényben három napig szárítottuk őket. Szárítás után az egyedek gyökerének és hajtásának (föld feletti részek) tömegét külön-külön megmértük analitikai mérleg segítségével.

Adatelemzés

Terepi felmérések

A terepi megfigyelések során számos felmért pontban nem találtuk meg az érdeklődésünkre számot tartó fajok egyikét sem, így az adatállományunkban sok nulla értéket találtunk. Ezért nulla-inflált negatív binomiális GLM modellt választottunk az adatok feldolgozására, amelybe válaszváltozóként az egyedszámot, prediktorként pedig az úttípust és a fajokat foglaltuk bele. Post hoc tesztek alkalmaztunk a Tukey-féle kiigazítással az úttípusok és fajok hatásainak összehasonlítására. A *P. altissima* egyetlen egyedét sem találtuk meg, ezért a faj nem került be ebbe a modellbe.

Diszperziós képesség vizsgálata

Először ellenőriztük a sebességértékek eloszlását, és rendezett kvantilis normalizáló transzformációt alkalmaztunk ("bestNormalize" csomag, Peterson & Cavanaugh 2020, Peterson 2021) a normális eloszlás közelítése érdekében ($n = 300$, Shapiro-Wilk teszt: $W = 1$, $p = 0,91$). Ezután lineáris regressziót (LM) és poszt hoc tesztet végeztünk Tukey kiigazítással ('emmeans' csomag, Lenth 2023) a fajok összehasonlítására.

A sótűrés tesztelése csíráztatásos kísérlettel

A csíraszámot válaszváltozóként negatív binomiális általánosított lineáris kevert hatású regresszióban (GLMM) használtuk, amelybe fix hatásként a faj és a sókoncentráció, véletlen hatásként pedig a populáció szerepelt ('glmmTMB' csomag, Brooks et al. 2017). Ezután Tukey kiigazítással post hoc tesztek alkalmaztunk, hogy összehasonlítsuk a sókoncentráció és a fajok hatását a magvak csírázási képességére.

A NaCl egyedfejlődésre gyakorolt hatásának vizsgálata

Először is feljegyeztük, hogy melyik növényegyed pusztult el a különböző sókoncentrációkkal való kezelés után, és bináris logisztikus GLM-et használtunk a pusztulás valószínűségének vizsgálatára. Másodszor, a szeparált LM-eket értékeltük a hajtás tömegére (log-transzformált) és a gyökér tömegére (négyzetgyök-transzformált), mint válaszváltozókra vonatkozó adatok felhasználásával. Minden modellben prediktorként szerepeltettük a

sókoncentrációt és a fajt. Post hoc teszteket alkalmaztunk Tukey-féle kiigazítással, hogy összehasonlítsuk a sókoncentráció és a fajok hatását a fenti tulajdonságokra. Mivel a legmagasabb sókoncentrációnál nem volt kimutatható növekedés, ezeket a megfigyeléseket kizártuk.

Minden adatelemzést az R v4.2.1 (R Core Team 2022) programban végeztünk, beleértve a fent említett csomagokat.

Eredmények

A Plantago fajok utak mentén való elterjedtsége

A 152 vizsgált út menti pontból 39 autópályák, 55 autóutak és 58 mellékutak mentén helyezkedett el. A felmérések során a *Plantago* nemzetségből összesen öt fajt találtunk meg, ezek a *P. coronopus*, *P. lanceolata*, *P. major*, *P. maritima* és *P. media* voltak. A legtöbb felmért pontban a *P. lanceolata* volt megtalálható, a *P. coronopus* pedig a harmadik volt ebben a sorrendben. A legnagyobb egyedszámban a *P. lanceolata* képviseltette magát, a második legnagyobb egyedszámot pedig a *P. coronopus* esetében találtuk (2. táblázat).

2. táblázat. A mintavételi pontok százalékos aránya, ahol megtaláltuk a táblázatban szereplő útifű (*Plantago*) fajt, és a terepi felmérések során talált *Plantago* egyedek száma.

	<i>P. coronopus</i>	<i>P. lanceolata</i>	<i>P. major</i>	<i>P. maritima</i>	<i>P. media</i>
Autópálya	49%/17475	92%/30491	26%/125	0%/0	0%/0
Főút	4%/2	49%/2847	38%/432	2%/1	0%/0
Mellékút	0%/0	24%/452	47%/1036	2%/1	3%/2
Összesen	14%/17477	51%/33790	38%/1593	1%/2	1%/2

Bár a legkevesebb mintavételi pontunk autópályák mentén volt, a *Plantago* nemzetség legtöbb egyedét mégis az autópályák mentén találtuk, a legkevesebbet pedig mellékutak mentén (autópályák: 48 091 db, főutak: 3282 db, mellékutak: 1491 db) (2. táblázat).

A Plantago fajok magtulajdonságai

Becsléseink szerint a *P. coronopus* egy toktermésében átlagosan 1.79 (szórás: 1.40) nagy és 0.78 (szórás: 1.26) kis mag fejlődik. A faj átlagosan kétszer annyi nagy magot termel, mint kis magot.

Méréseink alapján a vizsgált fajok közül messze a *P. altissima* fajnak van a legnagyobb ezermagtömege, míg a legalacsonyabb értéket a *P. coronopus* kis magjainál mértük. Továbbá azt találtuk, hogy a *P. coronopus* nagy magjainak ezermagtömege 2.5-szer nagyobb volt, mint a kis magoké (3. táblázat). A magok alakját vizsgálva pedig azt találtuk, hogy átlagosan a *P. coronopus* nagy magjai voltak a legkerekebbek, míg a *P. cornuti* magjai a legkevésbé kerek (3. táblázat).

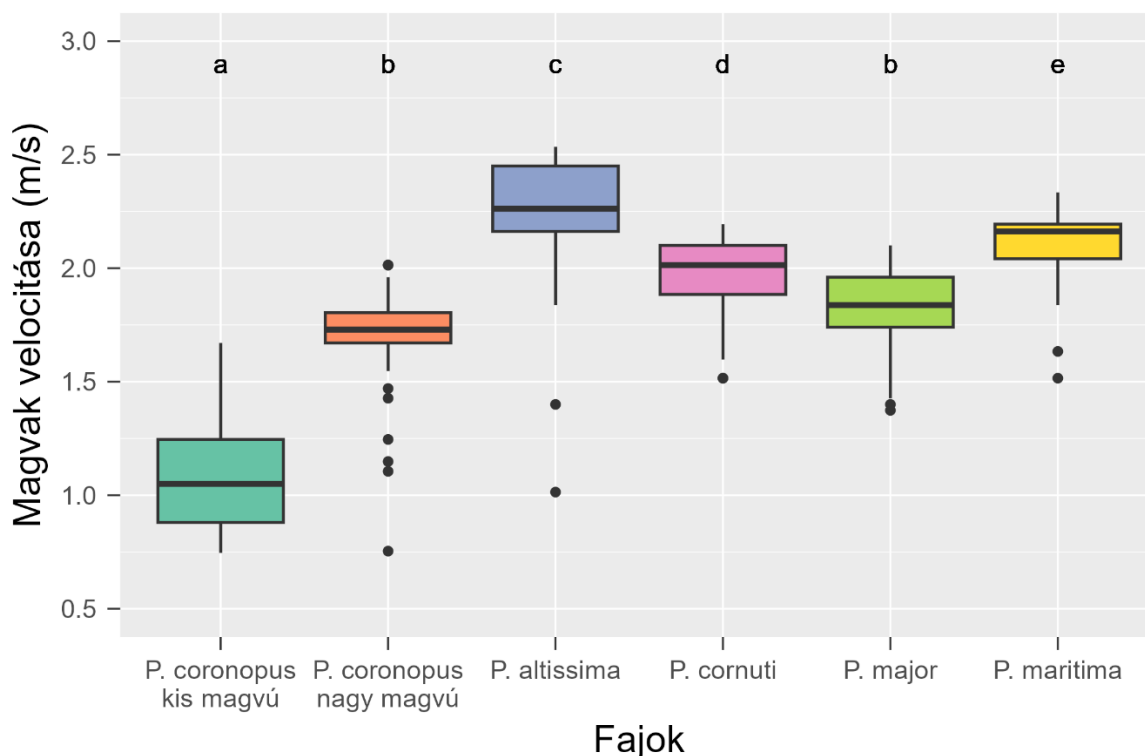
3. táblázat. A vizsgált *Plantago* fajok ezermagtömege és átlagos magalak index értékei. A mag alakja a variancia mérőszáma, 0 és 0.33 között változhat. Minél közelebb van az érték a 0-hoz, annál kerekebb a mag, minél közelebb van a 0.33-hoz, a mag annál laposabb vagy hosszabb, Kleyer et al. (2008).

Faj	<i>P. altissima</i>	<i>P. cornuti</i>	<i>P. coronopus nagy</i>	<i>P. coronopus kicsi</i>	<i>P. major</i>	<i>P. maritima</i>
Ezermagtömeg (g)	1.4560	0.8922	0.1160	0.0470	0.2324	0.4259
Magalak	0.0803	0.1037	0.0583	0.0710	0.0767	0.0842

A Plantago fajok szél általi diszperziós képessége

A *P. coronopus* kis magjainak esési sebessége szignifikánsan alacsonyabbnak bizonyult, mint a nagy magoké, illetve szignifikánsan alacsonyabb volt az összes többi faj magjaihoz képest

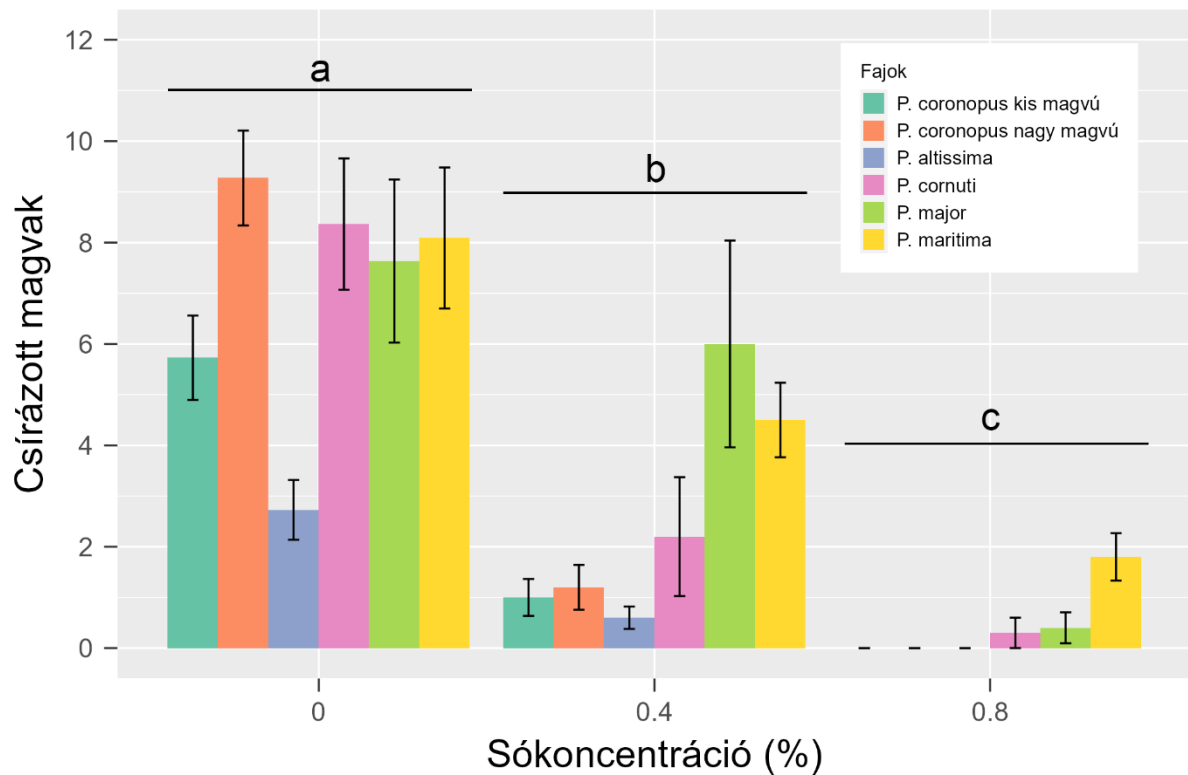
is. Az alacsony esési sebesség a magvak szél általi terjedésének képességére mutat rá. A *P. altissima* magjainak esési sebessége volt a legnagyobb a vizsgált fajok közül (2. ábra).



2. ábra. Az esési sebesség különbségei a vizsgált *Plantago* fajok között.

A Plantago fajok csírázás során tapasztalható sótűrése

Minden faj magjai csíráztak a kontroll koncentráción és a 0.4%-os NaCl-koncentráción is. Minden faj és magtípus esetében a kontroll koncentráción megfigyelt csíraszám szignifikánsan magasabb volt, mint a 0.4%-os és 0.8%-os NaCl-koncentráción megfigyelt csíraszám (S1. táblázat). A *P. coronopus* kis és nagy magjainak legmagasabb csírázási aránya a kontroll koncentráción volt megfigyelhető, és a NaCl koncentráció növekedésével csökkenés következett be a csíranövények számában. Kimutattuk továbbá, hogy a *P. coronopus* kis és nagy magjai között nem volt jelentős különbség a csírázás során tapasztalható sótűrésben, viszont a sómentes kontroll tápoldaton a nagy magvak jobban csíráztak (51%) a kis magokhoz képest (31%; 3. ábra). Fontos azt is kiemelni, hogy a magasabb sókoncentrációkon a *P. coronopus* egyáltalán nem (1.2%-os NaCl koncentráció) vagy csupán elenyésző arányban csírázott (0.8%-os NaCl koncentráció; 3. ábra). A *P. maritima* volt az egyetlen faj, amely mind a négy sókoncentráción, tehát a legmagasabb (1.2%) sókoncentráción is csírázott.



3. ábra. Kicsírázott magok száma fajonként az egyes sókoncentrációkon.

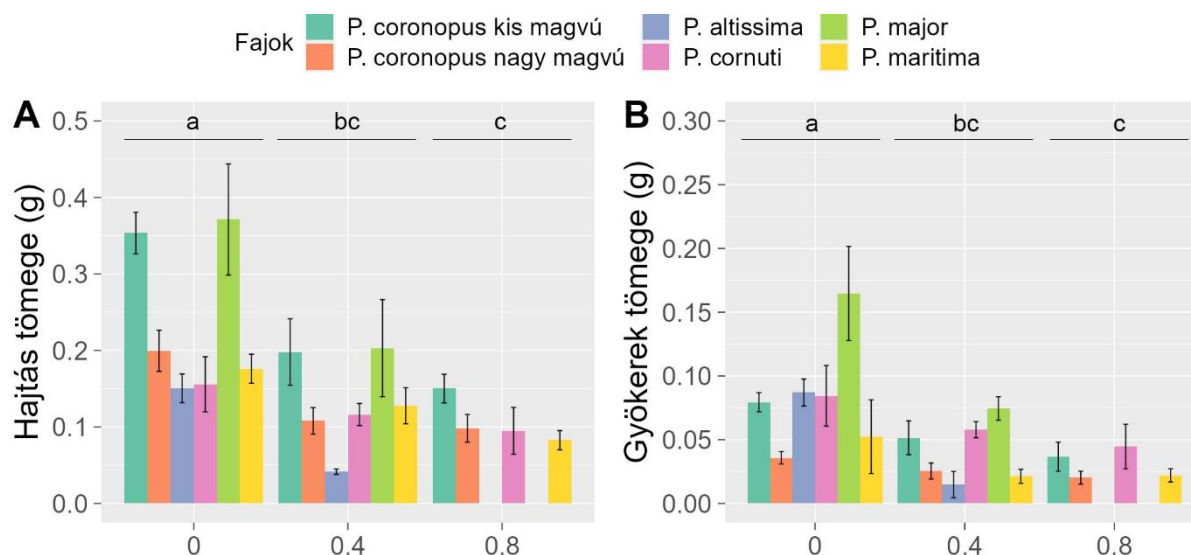
A NaCl egyedfejlődésre gyakorolt hatása

A kinevelési kísérlet során azt találtuk, hogy minden *Plantago* faj és magtípus esetében a kontroll cserepekben 100%-os volt az egyedek túlélési aránya, majd magasabb NaCl koncentráció esetén a túlélés csökkent (4. táblázat). A *P. altissima* és *P. major* kinevelt egyedei a magasabb sókoncentráción (0.8%) nem éltek túl, a *P. cornuti*, *P. coronopus* és *P. maritima* egyedei viszont a 0.8%-os sókoncentráción is 60-80%-ban túléltek. A *P. coronopus* nagy magjaiból kifejlődött egyedek túlélése ezen a magas sókoncentráción 100%-os volt. Egyedül a *P. maritima* egyedei voltak képesek, igaz alacsony arányban, de túlélni az 1.2%-os sókoncentráción.

4. táblázat. A kinevelt növényegyedek túlélési százaléka a különböző NaCl koncentrációjú talajokon fajonként és magtípusonként.

NaCl koncentráció	<i>P. altissima</i>	<i>P. cornuti</i>	<i>P. coronopus</i> nagy	<i>P. coronopus</i> kicsi	<i>P. major</i>	<i>P. maritima</i>
0%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
0.4%	40%	100%	100%	100%	40%	100%
0.8%	0%	80%	100%	80%	0%	60%
1.2%	0%	0%	0%	0%	0%	20%

A sós talajon való növekedés nemcsak az egyedek túlélését befolyásolta, hanem hajtás- és gyökértömegüket is. Már a legkisebb sókoncentráció (0.4%) is szignifikánsan alacsonyabb hajtás- és gyökértömeget eredményezett a vizsgált *Plantago* fajok esetében, de a 0.4%-os oldathoz képest a 0.8%-os sóoldattal való öntözés már nem eredményezett további csökkenést (4. ábra). A fajok és a magtípusok között nem találtunk statisztikai különbségeket a nevelt növényegyedek túlélési arányának tekintetében (S2. táblázat).



4. ábra. A vizsgált *Plantago* fajok és magtípusok hajtás - és gyökértömeg értékeinek összehasonlítása.

Virágzást csak két faj, a *P. major* és a *P. coronopus* esetében figyeltünk meg a kísérlet ideje alatt. A *P. major* (átlagosan 1.5 virágzat egyedenként) és a nagy magokból fejlődő *P.*

coronopus (átlagosan 3.5 virágzat egyedenként) egyedei csak a kontroll cserepekben fejlesztettek virágzatokat, míg a kis magokból fejlődő *P. coronopus* egyedei a kontrollon kívül (átlagosan 5.4 virágzat egyedenként) a 0.4%-os NaCl koncentráción is képesek voltak virágzatot fejleszteni (átlagosan 5.3 virágzat egyedenként).

Diszkusszió

A *Plantago* nemzetség több faja is gyakori az utak mentén köszönhetően ruderalis stratégiájuknak. Terepi felméréseink során megtaláltuk a *P. media* néhány egyedét is az útszegélyben, amely faj útmenti előfordulásáról korábban nem számoltak be a szakirodalomban. Tanulmányunkban kimutattuk, hogy az utak szegélyei megfelelő élőhelyek több útifű faj számára, hiszen sok felmért mintaterületen és nagy számban találtuk meg a *P. lanceolata*, *P. major* és *P. coronopus* egyedeit, viszont a *P. maritima* és *P. media* csak alkalomszerűen jelent meg néhány mintavételi ponton.

A P. coronopus utak mentén való elterjedtsége

A halotoleráns fajok magas sótoleranciája lehetővé teszi, hogy megtelepedjenek és elterjedjenek a télen sózással karbantartott út menti területeken (Gerstberger 2001; Wrobel et al. 2006; Šerá 2008). A fajok zavarástűrő képessége versenyképessé teszi őket az útszéli élőhelyeken. A vizsgált útszegélyekben számos más sótűrő fajt is találtunk, a leggyakoribbak a *Puccinellia distans*, a *Festuca pseudovina*, a *Podospermum canum* és a *Hordeum hystris* voltak. Ez is arra utal, hogy az útszegélyek magas sótartalmú talaja alkalmas élőhely a halotoleráns fajok számára. Mivel az útszegélyek egyben erőteljesen zavart élőhelyek is, ezért valószínűnek tartjuk, hogy azok a fajok, amelyek egyaránt sótűrők és ruderalis stratégiájuk (Grime-féle RS stratégia), nagyon sikeresek lehetnek ezeken a mesterséges élettereken.

A terepi felmérésünk során talált összes *Plantago* faj, a *P. coronopus* kivételével, őshonos Magyarországon (Bartha et al. 2022). Az autópályák szegélyében lényegesen több *P. coronopus* egyedet találtunk, mint a főutak és a mellékutak mentén. Ez az eredmény arra utal, hogy a faj a nemzetközi autópálya-hálózaton keresztül juthatott el Magyarországra, az első előfordulásokat az ország nyugati részén jegyezték fel (Schmidt et al. 2016), ezek alapján valószínűsíthető, hogy a faj első populációi Nyugat-Európából érkezhettek hazánkba. Fekete et al. (2021) is rámutatnak cikkükben, hogy a faj a nemzetközi autópálya-hálózatnak

köszönhetően tudta meghódítani a kontinens belsejét az őshonos elterjedési területéről kiindulva. Eredményeink alapján elmondható, hogy az országon belüli terjedése során a faj az autópályákról potenciálisan eljuthat az országutakra is.

A 2022-ben Magyarországon talált új populációk és a szakirodalomban szereplő újabb adatok (Nugent 2018, Schmidt & Maslo 2020; Schmidt 2021; Křenová et al. 2021) azt jelzik, hogy a faj tovább terjed Európa belső és keleti része felé, és hamarosan elérheti Románia keleti területeit is. A faj jelenleg nem ismert Romániában utak mentéről, bár az ország flórájának része, és őshonos előfordulásai ismertek Dobrudzsából, a Fekete-tenger partvidékéről (Ivan 2013).

Felmérésünk alapján a *P. lanceolata* szintén nagyon magas gyakorisággal előfordult autópályák mentén (az autópálya mintavételi pontok 92%-ában megtalálható volt). Ez arra utal, hogy ez a faj is sikeresen használja élőhelyként az autópályák mezsgyéit, illetve valószínűleg az őshonos területén belüli terjedését is elősegítik a mesterséges folyosók. Az általunk vizsgált fajok közül még a *P. major* fordult elő utak mentén számottevő mértékben, mellékutak mentén volt a leggyakoribb, míg autópályák mentén a legkevésbé gyakori.

Úgy tűnik, hogy a *P. major*, a *P. maritima* és a *P. media* a mellékutak szegélyeiből alig vagy egyáltalán nem jutottak el az autópályák és főutak szélére. A *P. altissima* pedig valószínűleg egyelőre nem jutott fel az utak szegélyeibe.

A magtulajdonságok és diszperziós képesség hozzájárulása a P. coronopus terjedési sikeréhez utak mentén

Számos tanulmány kimutatta, hogy az alacsony magtömeg domináns funkcionális tulajdonság a növényi terjedésben, amely gyakran nagy magprodukcióval, tartós magbankkal és hatékony szél általi terjedéssel jár együtt (Bekker et al. 1998, Westoby et al. 1996).

Az anemochor növényfajok esetében a medián terjedési távolságot a magkibocsátás magassága, az átlagos vízszintes szélsébség és a velocitás határozza meg (Greene & Johnson, 1989). A velocitásról kimutatták, hogy erősen korrelál a szélterhelés, tehát a magtömeg/magterület négyzetgyökével, és a magok diszperziós képességének mutatójaként használható (Augspurger & Franson, 1987).

A legnagyobb magtömeggel és a legnagyobb esési sebességgel a *P. altissima* rendelkezett. A fentebbi gondolat mentén lehetségesnek tartjuk, hogy ennek a fajnak a hiánya az út menti

területekről magyarázható diszperziójának nehézkességével. A *P. lanceolata* ezermagtömeg értéke 1.43 g (Török et al. 2013), ez hasonló érték, mint amit a *P. altissima* esetében becsültünk, ennek ellenére a *P. lanceolata* gyakori faj utak mentén. Ennek a magyarázata az lehet, hogy a *P. lanceolata* Magyarországon rendkívül gyakori faj, szinte az összes flóratérképezési kvadrátból vannak adatai (Bartha et al. 2022), ennek köszönhetően pedig sokkal könnyebben eljuthatnak szaporítóképletei az utak szegélyébe.

Azt láttuk, hogy a vizsgált fajok közül a *P. coronopus* volt a leggyakoribb az utak mentén, és korábbi tanulmányok kimutatták, hogy a nemzetközi úthálózat mentén gyorsan terjed (Fekete et al. 2021). A *P. coronopus* kis magjainak esési sebessége szignifikánsan alacsonyabb volt a vizsgált összes fajhoz képest és a faj nagy magjaihoz képest is. A nagy magvak esési sebessége pedig szintén szignifikánsan alacsonyabb volt a többi vizsgált fajhoz képest. A *P. coronopus* nagy magjainak ezermagtömege 2.5-szer nagyobb volt, mint a kis magoké. A nagy magvak kerekesebbek voltak, de a kis magvak esési sebessége szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a nagy magvaké, és alacsonyabb volt az összes többi vizsgált faj esési sebességénél is. Ezek az eredmények arra utalnak, hogy az alacsony esési sebesség fontos szerepet játszik a *P. coronopus* rendkívül sikeres út menti terjedésében, mivel lehetővé teszi, hogy szaporító képletei tovább maradjanak a levegőben, mint más *Plantago* fajoké, és így jobban ki tudják használni a szél és a járművek által keltett légáramlatokat. A két magtípus összehasonlítása továbbá azt mutatja, hogy a kis magok még a nagy magoknál is hatékonyabban terjednek a szél és a különböző légáramlatok segítségével. Ezen túlmenően a kis magvak a nagy magvakkal szemben, nagyobb mértékben lehetnek képesek tartós magbank kialakítására is, ahogyan azt korábban más, dimorf magvakkal rendelkező fajok esetében már leírták (Philipupillai & Ungar 1984).

A sótűrés szerepe a P. coronopus út menti terjedésében

A NaCl-dal történő téli jégtelenítésnek számos negatív hatása van a környezetre és a növényzetre, beleértve a felszíni vizek, az ivóvíz és a talajvíz szennyezését, valamint a járművek és hidak korrózióját (Amrhein et al. 1992). A talaj megnövekedett sókoncentrációja megváltoztatja a pH-t, a tápanyagok hozzáférhetőségét, ozmotikus stresszt okozhat, ezáltal megváltoztathatja a növényzet összetételét, és elősegítheti a stressztűrő, halofil (sótűrő) növények terjedését (Davison 1971).

A FAO az általunk alkalmazott legalacsonyabb, azaz 0.4%-os sókoncentrációt közepes sótartalomnak minősíti, ami már sok növényfaj csírázását és egyedfejlődését gátolja. Éppen

ezért érdekes eredményünk az, hogy az általunk vizsgált összes *Plantago* faj magjai képesek voltak a csírázásra (bár a kontrollhoz képest alacsonyabb arányban) a 0.4%-os sókoncentráción, és ezen a sókoncentráción a növényegyedek túlélése is magas volt. Több faj (*P. cornuti*, *P. coronopus* és *P. maritima*) egyedeinek túlélése még az ennél magasabb, vagyis 0.8%-os sókoncentráción is magas volt. A *P. maritima* esetében pedig extrém sótűrőképességet figyeltünk meg, hiszen a faj a legmagasabb, 1.2%-os NaCl koncentráción is képes volt csírázni és túlélni. A FAO osztályozása szerint világszerte nagyon kevés faj képes elviselni ezt a sószintet.

A *P. coronopus* két magtípusának sótűrésében nem találtunk különbséget, de a kontroll, sőt nem tartalmazó táptalajon jelentős eltérést tapasztaltunk. A nagy magvak csírázási aránya (51%) sokkal magasabb volt, mint a kis magvaké (31%). A dimorf magvú *Tragopogon pratensis subsp. pratensis* esetében is megfigyelték, hogy a nagy magvak csírázási aránya magasabb volt, mint a kis magvaké, a dimorf magvú fajok csírázását pedig elsősorban a mag mérete, nem pedig a mag morfológiája befolyásolja (van Mölken et al. 2005).

Vizsgálatunk kezdetén azt feltételeztük, hogy a nagyobb magokból nagyobb egyedek fognak fejlődni, ezek pedig több virágzatot hoznak majd. Ezt a hipotézist más fajokkal végzett korábbi vizsgálatok is alátámasztották (Ellison 1987; Zhang 1993, Koelewijn 2004). A *P. coronopus* két magtípusából származó egyedek összehasonlításakor nem találtunk szignifikáns eltérést az egyedek méretében (hajtás- illetve gyökértömeg), azonban csupán a kis magokból fejlődő egyedek fejlesztettek virágzatot sós talajon. Ez arra mutat rá, hogy magasabb sókoncentrációjú talajokon a kis magokból származó egyedek szaporodóképessége nagyobb.

A *P. coronopus* életmenet stratégiáját tekintve különbözik a többi vizsgált és utak szegélyein gyakori *Plantago*-fajtól, mivel a *P. coronopus* egy- és kétéves, illetve évelő életmenetű is lehet, míg a többi faj egyéves (Király 2009; Király et al. 2011). A kétéves és évelő életmenet előnyös lehet a faj számára az egyéves stratégiával szemben, mivel megkönnyítheti a heterogén környezethez való alkalmazkodást. A rövid generációs idő pedig lehetővé teszi a gyorsabb ütemű szaporodást. Eredményeink alapján az összes vizsgált *Plantago* faj alkalmas lehet az úthálózatban való terjedésre, még a sózással karbantartott utak szegélyében is képesek megmaradni. Eddig, a *P. coronopus*-on kívül a *P. lanceolata* bizonyította be sikeres jelenlétét az utak mentén, hiszen felmérésünk szerint autópályák és főutak mentén is nagy gyakorisággal és egyedszámmal volt jelen. Nagyarányú út menti jelenlétére magyarázat lehet kombinált CSR stratégiája, vagyis a zavarástűrés mellett a stressztűrés és kompetíciós

képesség. Elképzelhető, hogy a jövőben más *Plantago* fajok is egyre gyakoribbá válhatnak szózással karbantartott útszakaszok mentén, hiszen a közepes sókoncentrációt csírázási és növekedési életszakaszukban is tolerálják. A *P. coronopus* magyarországi terjedése gyorsuló ütemet mutat, azonban az autópályák szegélyéről még nem jutott el a faj számottevő mértékben a főutakra és mellékutakra. A főutak és mellékutak kevésbé vannak elzárva a környező tájtól, szegélyük sokkal inkább természetes átmentet képez, nem úgy, mint az autópályák részüi. Csupán idő kérdése lehet, hogy a faj kijusson az autópályák zártabb szegélyeiről a környező tájjal természetesebb átmentet képező szegélyekre.

A magyarországi természetes szikes élőhelyek nagy kiterjedése miatt a sótűrő *P. coronopus* terjedését különösen fontos figyelemmel kísérni, mivel több esetben is kimutatták, hogy a nem őshonos fajok képesek természetes élőhelyeket kolonizálni (Barbosa et al. 2010; Pollnac et al. 2012; McDougall et al. 2018), ezáltal pedig potenciálisan csökkenthetik a biodiverzitást (Van der Putten et al. 2010). A *P. coronopus* már az USA-ban is bejutott a természetes part menti élőhelyekre az útszélekről, ahol invazív idegenhonos fajként veszélyezteti az őshonos növényközösségeket (US Fish and Wildlife Service 2008a, b). Azokban a régiókban, ahol a faj természetes elterjedési területéhez hasonló élőhelyek találhatók (pl. európai sós mocsarak), számolni kell az invázió lehetőségével. További aggodalomra ad okot a faj allergén pollenje (Iglesias-Otero et al. 2015) és az a képessége, hogy gyomnövényként kolonizálja a mezőgazdasági területeket (Cirujeda et al. 2011).

Köszönetnyilvánítás

Szeretnék köszönetet mondani munkájukért témavezetőimnek, Dr. Ruprecht Eszternek és Dr. Molnár V. Attilának. Köszönöm Dr. Fekete Réka terepi felmérésekben való segítségét, Miholcsa Zsombor és Jordán Sándor laboratóriumi munkában nyújtott segítségét és Dr. Nagy Jenő segítségét a statisztikai elemzések elvégzésében. A kutatás a Kulturális és Innovációs Minisztérium ÚNKP-23-2-II. kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Abate L., Bachheti R. K., Tadesse M. G. & Bachheti A. (2022). Ethnobotanical uses, chemical constituents, and application of *Plantago lanceolata* L. – *Journal of Chemistry* Article ID 1532031, <https://doi.org/10.1155/2022/1532031>
- Alpert P., E. Bone & C. Holzapfel. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **3**: 52–66. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00004>
- Amrhein C., Strong J. E. & Mosher P. A. (1992). Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils. – *Environmental Science & Technology*, **26**: 703–709. <https://doi.org/10.1021/es00028a006>
- Arteaga M. A., Delgado J. D., Otto R., Fernández-Palacios J. M. & Arévalo J. R. (2009). How do alien plants distribute along roads on oceanic islands? A case study in Tenerife. Canary Islands – *Biological Invasions* **11**(4):1071–1086. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9329-8>
- Augspurger C. K. & Franson S. E. (1987). Wind dispersal of artificial fruits varying in mass, area, and morphology. – *Ecology* **68**: 27–42. <https://doi.org/10.2307/1938802>
- Ivan M. A. (2013). Physiological research on some species of the genus *Plantago* L. from Dobrogea region. – *Journal of Horticulture, Forestry and Biotechnology* **17**(2): 61–68.
- Baranov S. G., Zykov I. E., Biryukova T. S. & Fedorova L. V. (2021). Bilateral asymmetry and shape of lamina *Plantago major* L. – *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* **666**:042061). <https://doi.org/10.1088/1755-1315/666/4/042061>
- Barbosa N. P., Fernandes G. W., Carneiro M. A. & Júnior L. A. (2010). Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). – *Biological Invasions* **12**(11): 3745–3755. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9767-y>
- Bartha D., Bán M., Schmidt D. & Tiborcz V. (2022). Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa. – Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növénytani és Természetvédelmi Intézet, Sopron. <http://floraatlasz.uni-sopron.hu> (Hozzáférés: 2024.05.10.)
- Bekker R. M., Bakker J. P., Grandin U., Kalamees R., Milberg P., Poschlod P., Thompson K. & Willems J. H. (1998). Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed

longevity. – *Functional Ecology*, **12**: 834–842. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.1998.00252.x>

Braza R., Arroyo J. & García M. B., (2010). Natural variation of fecundity components in a widespread plant with dimorphic seeds. – *Acta Oecologica* **36(5)**: 471–476. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.06.003>

Braza R. & García M. B. (2011). Spreading recruitment over time to cope with environmental variability. – *Plant Ecology* **212**: 283–292. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9821-y>

Brooks M. E., Kristensen K., van Benthem K. J., Magnusson A., Berg C. W., Nielsen A., Skaug H. J., Maechler M. & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. – *The R Journal* **9(2)**: 378–400. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>.

Callaway R. M., & Aschehoug E. T. (2000). Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. – *Science* **290(5491)**: 521–523. <https://doi.org/10.1126/science.290.5491.521>

Caplat P., Coutts S. & Buckley Y. M. (2012). Modeling population dynamics, landscape structure, and management decisions for controlling the spread of invasive plants. – *Annals of the New York Academy of Sciences* **1249(1)**: 72–83. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06313.x>

Christen D. C. & Matlack G. R. (2009). The habitat and conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species. – *Biological Invasions* **11(2)**: 453–465. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9262-x>

Cirujeda A., Aibar J. & Zaragoza C. (2011). Remarkable changes of weed species in Spanish cereal fields from 1976 to 2007. – *Agronomy for Sustainable Development* **31(4)**: 675–688. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0030-4>

Code R. F. K. (2020). *Plantago lanceolata* L.

Davison A. W. (1971). The effects of de-icing salt on roadside verges: I. Soil and plant analysis. – *Journal of Applied Ecology* **8**: 555–561. <https://doi.org/10.2307/2402891>

Dinno A (2017). dunn.test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R package version 1.3.5. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=dunn.test>. (Hozzáférés: 2024.05.10.)

- Dítě D. & Dítětová Z. (2016). Halophytes spreading along roadsides of northern Slovakia. – *Thaiszia – Journal of Botany* **26(2)**:165–172.
- Dodds J. G. (1953). *Plantago coronopus* L.– *Journal of Ecology* **41(2)**: 467–478. <https://doi.org/10.2307/2257071>
- Dogan Y., Baslar S., Celik A., Mert H. H. & Ozturk M. (2004). A study of the roadside plants of west Anatolia, Turkey. – *Natura Croatica* **13(1)**: 63–80. <https://hrcak.srce.hr/file/8284>
- Dowling R. E. (1933). The reproduction of *Plantago coronopus*: an example of morphological and biological seed dimorphism. – *Annals of Botany* **47(188)**: 861–872. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a090422>
- Drava G., Cornara L., Giordani P. & Minganti V. (2019). Trace elements in *Plantago lanceolata* L., a plant used for herbal and food preparations: new data and literature review. – *Environmental Science and Pollution Research* **26**: 2305–2313. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3740-1>
- Dunn O. J. (1964). Multiple comparisons using rank sums. – *Technometrics* **6**: 241–252. <https://doi.org/10.1080/00401706.1964.10490181>
- Ellison A. M. (1987). Effect of seed dimorphism on the density-dependent dynamics of experimental populations of *Atriplex triangularis* (Chenopodiaceae). – *American Journal of Botany* **74(8)**: 1280–1288. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1987.tb08741.x>
- Everett R. A. (2000). Patterns and pathways of biological invasions. – *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 177–178. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)01835-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01835-8)
- Fekete R., Haszonits G., Schmidt D., Bak H., Vincze O., Süveges K. & Molnár V. A. (2021). Rapid continental spread of a salt-tolerant plant along the European road network. – *Biological Invasions* **23**: 2661–2674. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02531-6>
- Fenesi A., Sándor D., Pyšek P., Dawson W., Ruprecht E., Essl F., Kreft H., Pergl J., Weigelt P., Winter M. & Van Kleunen M. (2019). The role of fruit heteromorphism in the naturalization of Asteraceae. – *Annals of Botany* **123(6)**: 1043–1052. <https://doi.org/10.1093/aob/mcz012>
- Follak S., Schleicher C. & Schwarz M. (2018). Roads support the spread of invasive *Asclepias syriaca* in Austria. – *Die Bodenkultur: Journal Land Management, Food and Environment* **69(4)**: 257–265. <https://doi.org/10.2478/boku-2018-0022>

- Forman R. T. & Alexander L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. – *Ann Rev Ecol Syst*, **29**: 207–231. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Frayse J. P. (1997). Compte rendu de la Session de botanique méditerranéenne en Andalousie, région de Ronda, du 22 au 26 avril 1996. – *Bulletin Mensuel Société Linnéenne de Lyon* **66(6)**: 157–161. <https://www.linneenne-lyon.org/depot1/3756.pdf>
- Geritz S. A. (1995). Evolutionarily stable seed polymorphism and small-scale spatial variation in seedling density. – *The American Naturalist* **146(5)**: 685–707. <https://doi.org/10.1086/285820>
- Gerstberger P. (2001). *Plantago coronopus* subsp. *commutata* introduced as a roadside halophyte in central Europe. – *Tuexenia*, **21**: 249–256.
- Greene D. F. & Johnson E. A. (1989). A model of wind dispersal of winged or plumed seeds. – *Ecology* **70**: 339–347. <https://doi.org/10.2307/1937538>
- Haeupler H. & Schönfelder P. (1989). Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland, 2nd edn. – *Verlag Eugen Ulmer*, Stuttgart.
- Hanselmann D. (2017). Neue Zierde für den Straßensaum-Erstnachweis von *Limonium gmelini* (Willd.) Kuntze in Deutschland (und weitere Anmerkungen zu aktuellen Entwicklungen der Straßenbegleitflora in Rheinland-Pfalz). – *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* **54**:155–167.
- Harrison S., Hohn C. & Ratay S. (2002). Distribution of exotic plants along roads in a peninsular nature reserve. – *Biological Invasions* **4(4)**: 425–430. <https://doi.org/10.1023/A:1023646016326>
- Higgins S. I., Richardson D. M. & Cowling R. M. (1996). Modeling invasive plant spread: the role of plant-environment interactions and model structure. – *Ecology* **77(7)**: 2043–2054. <https://doi.org/10.2307/2265699>
- Hobohm C., Schaminée J. & van Rooijen N. (2021). Coastal habitats, shallow seas and inland saline steppes: ecology, distribution, threats and challenges. In: Hobohm, C. (eds) *Perspectives for Biodiversity and Ecosystems. Environmental Challenges and Solutions*. Springer, Cham. pp.: 279–310. https://doi.org/10.1007/978-3-030-57710-0_12
- Hohla M., Diewald W. & Király G. (2015). *Limonium gmelini* – eine Steppenpflanze an österreichischen Autobahnen sowie weitere Neuigkeiten zur Flora Österreichs. – *Stapfia* **103**:127–150

Hungarian Public Road Nonprofit Ltd. (2020) <https://internet.kozut.hu/> (Hozzáférés: 2024.05.10.)

Ianovici N. (2011). Histoanatomical and ecophysiological studies on some halophytes from Romania–*Plantago maritima*. – *Annals of West University of Timișoara, ser. Biology*, **14**: 1-14.

Iglesias-Otero M. A., Fernández-González M., Rodríguez-Caride D., Astray G., Mejuto J. C., Rodríguez-Rajo F. J. (2015). A model to forecast the risk periods of *Plantago* pollen allergy by using the ANN methodology. – *Aerobiologia* **31**(2): 201–211. <https://doi.org/10.1007/s10453-014-9357-z>

Jazwa M., Heise W. & Klimek B. (2016). Substrate factors determine roadside vegetation structure and species richness: a case study along a meridional gradient in Fennoscandia. – *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **97**: 554–560. <https://doi.org/10.1007/s00128-016-1895-3>

Joly M., Bertrand P., Gbangou R. Y., White M. C., Dubé J. & Lavoie C. (2011). Paving the way for invasive species: road type and the spread of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). – *Environmental Management* **48**(3): 514–522. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9711-7>

Khan M. A. & Gul, B. (2006). Halophyte seed germination. In: M.A. Khan and D.J. Weber (eds.): *Ecophysiology of high salinity tolerant plants*. pp.: 11–30. – *Dordrecht: Springer Netherlands*.

Khan M. A. & Ungar I. A. (1986). Inhibition of germination in *Atriplex triangularis* seeds by application of phenols and reversal of inhibition by growth regulators. – *Botanical Gazette* **147**(2): 148–151.

Király G. (2009, eds.). Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. New Hungarian Herbal. The Vascular Plants of Hungary. Identification key. – *Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság*, Jósvalő. 616 pp.

Király G., Virók V. & Molnár V. A. (2011, eds.). Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Ábrák. New Hungarian Herbal. The Vascular Plants of Hungary. Illustrations. – *Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság*, Jósvalő. 676 pp.

Kleyer M., Bekker R. M., Knevel I. C., Bakker J. P, Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., Van Groenendael J. M., Klimes L., Klimesová J., Klotz S., Rusch G. M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J. G., Jackel

- A-K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W. A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H. J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J. H. C., Eriksson O., Garnier E. & Peco B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. – *Journal of Ecology* **96**: 1266–1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Kocián, P., Danihelka, J., Lengyel, A., Chrtek, J. jun., Duchacek, M. & Kúr, P. (2016). Limonka Gmelinova (*Limonium gmelinii*) na dálnicích České republiky. – *Acta Rerum Naturalium* **19**: 1–6. <http://actarerumnaturalium.cz/2016-01/>
- Koelewijn H. P. (2004). Rapid change in relative growth rate between the vegetative and reproductive stage of the life cycle in *Plantago coronopus*. – *New Phytologist* **163**(1): 67–76. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01078.x>
- Křenová Z., Chocholoušková Z. & Zýval V. (2021). Salt no longer travels through the Bohemian Forest along the Golden Trail, but halophytic neophytes do. – *European Journal of Environmental Sciences*, **11**(2): 91–100. <https://doi.org/10.14712/23361964.2021.10>
- Leger E. A. & Rice K. J. (2003). Invasive California poppies (*Eschscholzia californica* Cham.) grow larger than native individuals under reduced competition. – *Ecology Letters* **6**(3): 257–264. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00423.x>
- Lenth R. (2023). Emmeans: estimated marginal means, aka least-squares means. R package version 1.8.8. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>. (Hozzáférés: 2024.05.10.)
- Mack R. N. & Lonsdale W. M. (2001). Humans as global plant dispersers: getting more than we bargained for: Current introductions of species for aesthetic purposes present the largest single challenge for predicting which plant immigrants will become future pests. – *Bioscience* **51**: 95–102. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0095:HAGPDG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0095:HAGPDG]2.0.CO;2)
- Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. – *Ecological Applications* **10**(3): 689–710. [https://doi.org/10.1890/10510761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/10510761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- McDougall K. L., Lembrechts J., Rew L. J., Haider S., Cavieres L. A., Kueffer C., Milbau A., Naylor B. J., Nuñez M. A., Pauchard A., Seipel T., Speziale K. L., Wright G. T. & Alexander J. M. (2018). Running off the road: roadside non-native plants invading mountain vegetation. – *Biological Invasions* **20**(12): 3461–3473. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1787-z>

- Molnár V. A., Kis Sz., Bak H., Fekete R. & Takács A. (2024): Adatok Magyarország idegenhonos növényfajainak ismeretéhez I. – *Kitaibelia* (in press)
- Mortensen D. A., Rauschert E. S., Nord A. N. & Jones B. P. (2009). Forest roads facilitate the spread of invasive plants. – *Invasive Plant Science and Management* **2(3)**:191–199. <https://doi.org/10.1614/ipsm-08-125.1>
- Nikolić T. (2021). Flora Croatica Database. *Faculty of Science, University of Zagreb*. <http://hirc.botanic.hr/fcd> (Hozzáférés: 2024.05.10.)
- Nugent J. (2018). iNaturalist: citizen science for 21st-century naturalists. – *Science Scope* **41(7)**: 12–15.
- Parker C. (2012). *Plantago coronopus* (Buck's-horn plantain). – *CABI Compendium*. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.109678> (Hozzáférés: 2024.05.10.)
- Parker I. M., Rodriguez J. & Loik M. E. (2003). An evolutionary approach to understanding the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus*. – *Conservation Biology* **17(1)**: 59–72. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02019.x>
- Peterson R. A. & Cavanaugh J. E. (2020). Ordered quantile normalization: a semiparametric transformation built for the cross-validation era. – *Journal of Applied Statistics* **47**:13–15, 2312–2327. <https://doi.org/10.1080/02664763.2019.1630372>
- Peterson R. A. (2021). Finding optimal normalizing transformations via bestNormalize. – *The R Journal* **13**:1, 310–329. <https://doi.org/10.32614/RJ-2021-041>
- Philipupillai J., & Ungar I. A. (1984). The effect of seed dimorphism on the germination and survival of *Salicornia europaea* L. populations. – *American Journal of Botany* **71(4)**: 542–549. <https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1984.tb12539.x>
- Pollnac F., Seipel T., Repath C. & Re L. J. (2012). Plant invasion at landscape and local scales along roadways in the mountainous region of the Greater Yellowstone Ecosystem. – *Biological Invasions* **14(8)**: 1753–1763. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0188-y>
- POWO (2024). Plants of the World Online. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Published on the Internet; <http://www.plantsoftheworldonline.org/> (Hozzáférés: 2024.05.10.)

- Pyšek P. (1997). Clonality and plant invasion: Can a trait make a difference? In H. Kroon, J. Groenendaal [ed.]: *The ecology and evolution of clonal plants*- pp.: 405–427. Backbuys, Leiden, The Netherlands.
- Pyšek P., Richardson D.M, Rejmánek M., Webster G. L., Williamson M. & Kirschner J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. – *Taxon* **53**: 131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>. (Hozzáférés: 2024.05.10.)
- Rauschert E.S., Mortensen D.A. & Bloser S.M. (2017). Human-mediated dispersal via rural road maintenance can move invasive propagules. – *Biological Invasions* **19**(7): 2047–2058. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1416-2>
- Redondo-Gómez, S., Mateos-Naranjo, E., Cambrollé, J., Luque, T., Figueroa, M. E. & Davy, A. J. (2008). Carry-over of differential salt tolerance in plants grown from dimorphic seeds of *Suaeda splendens*. – *Annals of Botany* **102**(1): 103–112. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn069>
- Reznicek, A.A. (1980). Halophytes along a Michigan Roadside with comments on the occurrence of halophytes in Michigan. – *Michigan Botanist* 20: 23–30.
- Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: Merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. – *Progress in Physical Geography* **30**: 409–431. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr>
- Sagar G. R. & Harper J. L. (1964). *Plantago major* L., *P. media* L. and *P. lanceolata* L. *Journal of Ecology* **52**(1): 189–221. <https://doi.org/10.2307/2257792>
- Schmidt, D. & Maslo, S. (2020). A continuing trend: *Plantago coronopus* spreads also along the roads in Bosnia and Herzegovina. – *Phytologia Balcanica* **26**(3): 479–483.
- Schmidt, D. (2021). A csókalábú útifű (*Plantago coronopus*) 2020-ban felfedezett újabb lelőhelyei. – *Kitaibelia* **26**(1): 99–101. <https://doi.org/10.17542/kit.26.99>
- Schmidt, D., Bauer, N., Fekete, R., Haszonits, G. Süveges, K. & Molnár V., A. (2020). A csókalábú útifű (*Plantago coronopus*) folytatódó térhódítása Magyarországon. – *Kitaibelia*, **25**(1): 19–26. <https://doi.org/10.17542/kit.25.19>

- Schmidt, D., Dítětová, Z., Horváth, A., & Szűcs, P. (2016). Coastal newcomer on motorways: the invasion of *Plantago coronopus* in Hungary. – *Studia botanica hungarica* **47**(2): 319–334. <http://dx.doi.org/10.17110/StudBot.2016.47.2.319>
- Scott N. E. & Davison A.W. (1982). De-icing salt and the invasion of road verges by maritime plants. – *Watsonia* **14**: 41–52.
- Scott, N. E. & Davison, A. W. (1985). The distribution and ecology of coastal species on roadsides. In: Beeftink, W.G., Rozema, J., Huiskes, A.H.L. (eds) Ecology of coastal vegetation. Advances in vegetation science, vol 6. Springer, Dordrecht, The Netherlands. pp.: pp.: 433–440. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5524-0_48
- Šerá, B. (2008). Road vegetation in Central Europe – an example from the Czech Republic. – *Biologia* **63**: 1085–1088. <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0152-6>
- Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). – *Biometrika* **52**(3/4): 591–611. <https://doi.org/10.1093/biomet/52.3-4.591>
- Skultety D. & Matthews J. W. (2017). Urbanization and roads drive non-native plant invasion in the Chicago Metropolitan region. – *Biological Invasions* **19**(9): 2553–2566. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1464-7>
- Smith P. (2017). Some interesting salt-tolerant plants of roadsides in the Outer Hebrides. – *Hebridean Naturalist* **16**: 15–23. <http://eprints.soton.ac.uk/id/eprint/403520>
- Song J. & Wang B. (2015). Using euhalophytes to understand salt tolerance and to develop saline agriculture: Suaeda salsa as a promising model. – *Annals Botany* **115**: 541–553. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu194>
- Tormo R., Silva I., Gonzalo Á., Moreno A., Pérez R., Fernández S. (2011). Phenological records as a complement to aerobiological data. – *International Journal of Biometeorology* **55**: 51–65. <https://doi.org/10.1007/s00484-010-0308-2>
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Tóth K., Kelemen A., Albert Á., Matus G., Molnár V. A., Ruprecht E., Papp L., Deák B., Horváth O., Takács A., Hüse B. & Tóthmérész B. (2013). New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing Social Behaviour Types. – *Acta Botanica Hungarica* **55**: 429–472. <https://doi.org/10.1556/abot.55.2013.3-4.17>

US Fish and wildlife service (2008a). Jesup's Milk-vetch (*Astragalus robbinsii* var. *jesupii*) 5-Year Review: Summary and Evaluation. – USA: US Fish and Wildlife Service, 14. - <https://ecos.fws.gov/ecp/species/388> (Hozzáfértés: 2024.05.10.)

US Fish and Wildlife Service (2008b). Showy Indian Clover (*Trifolium amoenum*) 5-Year Review: Summary and Evaluation. – USA: US Fish and Wildlife Service, 12. - <https://ecos.fws.gov/ecp/species/6459> (Hozzáfértés: 2024.05.10.)

Valladares F., Tena D., Matesanz S., Bochet E., Balaguer L., Costa-Tenorio M., Tormo J. & García-Fayos P. (2008). Functional traits and phylogeny: what is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? – *Journal of Vegetation Science* **19**: 381–392. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18378>

Van der Putten W. H., Macel M. & Visser M. E. (2010). Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. – *Philosophical Transactions of the Royal Society London B*, **365**(1549): 2025–2034. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0037>

Van Mólken T., Jorritsma-Wienk L. D., van Hoek P. H. & de Kroon H. (2005). Only seed size matters for germination in different populations of the dimorphic *Tragopogon pratensis* subsp. *pratensis* (Asteraceae). – *American Journal of Botany* **92**(3): 432–437. <https://doi.org/10.3732/ajb.92.3.432>

Villellas J., Ehrlén J., Olesen J. M., Braza R. & García M. B. (2013). Plant performance in central and northern peripheral populations of the widespread *Plantago coronopus*. – *Ecography* **36**(2):136–145. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07425.x>

Werner C., Zumkier U., Beyschlag W. & Máguas C. (2010). High competitiveness of a resource demanding invasive acacia under low resource supply. – *Plant Ecology* **206**: 83–96. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9625-0>

Westoby M., Leishman M., Lord J., Poorter H. & Schoen D. J. (1996). Comparative ecology of seed size and dispersal. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **351**: 1309–1318. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0114>

Wilcox D. A. (1989). Migration and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) along highway corridors. – *Environmental Management* **13**(3): 365–370. <https://doi.org/10.1007/bf01874916>

- Wróbel M., Tomaszewicz T. & Chudecka J. (2006). Floristic diversity and spatial distribution of roadside halophytes along forest and field roads in Szczecin lowland (West Poland). – *Polish Journal of Ecology* **54(2)**: 303–309.
- Yang F., Baskin J. M., Baskin C. C., Yang X., Cao D. & Huang Z. (2017). Divergence in life history traits between two populations of a seed-dimorphic halophyte in response to soil salinity. – *Frontiers in Plant Science* **8**: 1028. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01028>
- Zajac A. & Zajac M. (2001). Distribution Atlas of Vascular Plants in Poland. Laboratory of Computer Corology. – *Institute of Botany, Jagiellonian University, Cracow*.
- Zhang, J. (1993). Seed dimorphism in relation to germination and growth of *Cakile edentula*. – *Canadian Journal of Botany* **71(9)**: 1231–1235. <https://doi.org/10.1139/b93-145>

Függelék

S1. táblázat. A különböző NaCl-koncentrációk mellett megfigyelt csírázási számok összehasonlítása fajonként és magtípusonként. A szignifikáns eredményeket ($\alpha \leq 0,05$) * jelöli.

A koncentrációk						
összehasonlítása	Csíranövények		Élő		Összesen	
<i>P. altissima</i>	Z	p	Z	p	Z	p
0 – 0.4	2.477	0.027*	-1.015	0.930	0.559	0.691
0 - 0.8	4.392	<0.001*	-1.025	1	1.042	0.595
0.4 - 0.8	1.914	0.068	-0.010	0.992	0.482	0.630
0 - 1.2	4.392	<0.001*	-0.087	1	2.064	0.234
0.4 - 1.2	1.914	0.083	0.928	0.530	1.504	0.397
0.8 - 1.2	0	1	0.938	0.697	1.022	0.460
<i>P. cornuti</i>						
0 - 0.4	2.333	0.039*	-2.797	0.016*	0.845	0.478
0 - 0.8	3.906	<0.001*	-3.248	0.007*	1.758	0.236
0.4 - 0.8	1.574	0.139	-0.452	0.782	0.913	0.542
0 - 1.2	4.280	<0.001*	-2.604	0.018*	2.469	0.081
0.4 - 1.2	1.948	0.077	0.192	0.848	1.623	0.209
0.8 - 1.2	0.374	0.708	0.644	0.780	0.711	0.477
<i>P. coronopus kicsi</i>						
0 - 0.4	2.942	0.007*	0.145	1	3.634	0.002*
0 - 0.8	4.932	<0.001*	-1.202	0.459	3.364	0.002*
0.4 - 0.8	1.990	0.056	-1.347	1	-0.270	1

0 - 1.2	4.932	<0.001*	-1.076	0.423	3.450	0.002*
0.4 - 1.2	1.990	0.070	-1.221	0.666	-0.183	1
0.8 - 1.2	0	1	0.126	0.900	0.087	0.931
<i>P. coronopus nagy</i>						
0 - 0.4	2.960	0.006*	-2.849	0.013*	2.444	0.029*
0 - 0.8	4.938	<0.001*	-2.502	0.025*	3.763	0.001*
0.4 - 0.8	1.977	0.058	0.347	0.875	1.318	0.281
0 - 1.2	4.938	<0.001*	-3.118	0.011*	3.185	0.004*
0.4 - 1.2	1.977	0.072	-0.270	0.788	0.741	0.551
0.8 - 1.2	0	1	-0.616	0.807	-0.577	0.564
<i>P. major</i>						
0 - 0.4	1.128	0.311	1.014	1	0.952	0.409
0 - 0.8	3.643	0.001*	0.019	0.985	3.211	0.004*
0.4 - 0.8	2.515	0.018*	-0.994	0.960	2.259	0.036*
0 - 1.2	4.213	<0.001*	0.512	1	3.798	0.001*
0.4 - 1.2	3.084	0.004*	-0.502	0.924	2.846	0.009*
0.8 - 1.2	0.569	0.569	0.492	0.747	0.587	0.558
<i>P. maritima</i>						
0 - 0.4	0.873	0.383	-0.622	0.801	0.654	0.514
0 - 0.8	2.724	0.013*	-1.381	1	2.095	0.072
0.4 - 0.8	1.852	0.096	-0.758	0.897	1.442	0.179
0 - 1.2	4.508	<0.001*	-0.331	0.889	3.786	0.001*
0.4 - 1.2	3.636	0.001*	0.292	0.771	3.133	0.005
0.8 - 1.2	1.784	0.089	1.050	0.881	1.691	0.136

S2. táblázat. A fajok és magtípusok túlélési arányának összehasonlítása a növénynevelés kísérletben.

Fajok	Z	p
<i>P. altissima</i> – <i>P. cornuti</i>	-1.719	0.161
<i>P. altissima</i> – <i>P. coronopus kicsi</i>	-1.719	0.184
<i>P. cornuti</i> – <i>P. coronopus kicsi</i>	0	1
<i>P. altissima</i> – <i>P. coronopus nagy</i>	-1.919	0.413
<i>P. cornuti</i> – <i>P. coronopus nagy</i>	-0.222	1
<i>P. coronopus kicsi</i> – <i>P. coronopus nagy</i>	-0.222	1
<i>P. altissima</i> – <i>P. major</i>	0	1
<i>P. cornuti</i> – <i>P. major</i>	1.719	0.214
<i>P. coronopus kicsi</i> – <i>P. major</i>	1.719	0.257
<i>P. coronopus nagy</i> – <i>P. major</i>	1.919	0.826
<i>P. altissima</i> – <i>P. maritima</i>	-1.787	0.278
<i>P. cornuti</i> – <i>P. maritima</i>	-0.083	1
<i>P. coronopus kicsi</i> – <i>P. maritima</i>	-0.083	1
<i>P. coronopus nagy</i> – <i>P. maritima</i>	0.138	1

P. major – *P. maritima*

-1.787

0.370
