



1949

Utak hatása a növényi sokféleségre

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Fekete Réka

Témavezető
Dr. Molnár V. Attila
Egyetemi tanár

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2021

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Informatikai Doktori Tanács, **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Botanika doktori 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, 2021. június 12.

.....
a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy **Fekete Réka** doktorjelölt **2017–2021** között a fent megnevezett Doktori Iskola **Botanika doktori 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 javaslom.

Debrecen, 2021. június 12.

.....
a témavezető aláírása

Utak hatása a növényi sokféleségre

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

Írta: Fekete Réka okleveles biológus

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája (Botanika
programja) keretében

Témavezető: Dr. Molnár V. Attila

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.

tagok: Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja:

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés.....	3
1.1. A közutak hatásai a növényzetre	3
2. A vizsgálatok háttere és célkitűzései.....	10
2.1. I. esettanulmány: Útszegélyek, mint a veszélyeztetett sallangvirágok (<i>Himantoglossum</i> spp.) élőhelyei	10
2.2. II. esettanulmány: Két antropogén orchidea élőhely összehasonlító elemzése a Mediterráneumban.....	12
2.3. III. esettanulmány: A környező táj hatása az útszegélyekre, mint orchidea élőhelyekre	14
2.4. IV. esettanulmány: Egy tengerparti növényfaj: a <i>Cochlearia danica</i> L. közutak mentén való terjedése	15
2.5. V. esettanulmány: Egy tengerparti faj: a <i>Plantago coronopus</i> L. terjedése a kontinentális Európában.....	16
3. Anyag és módszer	18
3.1. Útszegélyek, mint a veszélyeztetett sallangvirágok (<i>Himantoglossum</i> spp.) élőhelyei.....	18
3.1.1. Vizsgálati helyszínek és módszerek.....	18
3.1.2. Adatelemzés.....	22
3.2. Két antropogén orchidea élőhely összehasonlító elemzése a Mediterráneumban.....	23
3.2.1. Terepmunka.....	23
3.2.2. Adatelemzés.....	26
3.3. A környező táj hatása az útszegélyekre, mint orchidea élőhelyekre.....	28
3.3.1. Terepi mintavétel	28
3.3.2. Táji változók.....	29
3.3.3. Adatelemzés.....	29
3.4. Egy tengerparti növényfaj: a <i>Cochlearia danica</i> L. közutak mentén való terjedése	31
3.4.1. Út menti terjedés feltérképezése.....	31
3.4.2. Csíráztatásos kísérlet és talajelemzés	32
3.4.3. Állománydinamika és a reprodukzív jellemzők vizsgálata	34
3.4.4. Adatelemzés.....	35
3.5. Egy tengerparti faj: a <i>Plantago coronopus</i> L. terjedése a kontinentális Európában	35
3.5.1. Szakirodalmi áttekintés	35
3.5.2. Terepi felmérések.....	36
3.5.3. Az út menti előfordulást befolyásoló tényezők vizsgálata	38
3.5.4. Reprodukzív jellemzők vizsgálata és a csíráztatásos kísérlet.....	39
4. Eredmények és megvitatásuk.....	40
4.1. Útszegélyek, mint a veszélyeztetett sallangvirágok (<i>Himantoglossum</i> spp.) élőhelyei	40

4.1.1. Általános eredmények	40
4.1.2. Az egyedek úttól való távolságai	40
4.1.3. A <i>Himantoglossum</i> példányok kondícióját befolyásoló tényezők.....	42
4.1.4. A reprodukív sikerre ható tényezők.....	43
4.1.5. Az eredmények megvitatása	44
4.2. Két antropogén orchidea élőhely összehasonlító elemzése a	
Mediterráneumban	47
4.2.1. A három sziget kétféle élőhelyén talált orchideák.....	47
4.2.2. Ciprus.....	48
4.2.3. Kréta	48
4.2.4. Leszbosz	49
4.2.5. A három szigetre vonatkozó általános elemzések	51
4.2.6. Az eredmények megvitatása	54
4.3. A környező táj hatása az útszegélyekre, mint orchidea élőhelyekre	58
4.3.1. Általános eredmények	58
4.3.2. Tájélemzések	60
4.3.3. Az eredmények megvitatása	63
4.4. Egy tengerparti növényfaj: a <i>Cochlearia danica</i> L. közutak mentén való	
terjedése	66
4.4.1. Az európai terjedés és a hazai előfordulások jellemzése	66
4.4.2. <i>In vitro</i> csíráztatásos kísérlet és talajelemzések.....	69
4.4.3. Állománydinamikai változások és a reprodukív jellemzők.....	72
4.4.4. Az eredmények megvitatása	73
4.5. Egy tengerparti faj: a <i>Plantago coronopus</i> L. terjedése a kontinentális	
Európában	77
4.5.1. Szakirodalmi áttekintés	77
4.5.2. Terepi felmérések.....	78
4.5.3. Az út menti előfordulást befolyásoló tényezők.....	80
4.5.4. A reprodukív jellemzők vizsgálata és a csíráztatásos kísérlet	82
4.5.5. Az eredmények megvitatása	83
5. Természetvédelmi célú kezelési javaslatok.....	88
6. Köszönetnyilvánítás	91
7. Összefoglalás	92
8. Summary	100
9. Irodalomjegyzék	107
11. Függelék.....	121

1. Bevezetés

Az utak rendkívül fontosak az emberi társadalom számára: nagyon jelentősek az áruszállítás és az emberek mobilitásának biztosításában és hosszuk folyamatosan növekszik a világban. Jelen értekezésben a 2015 és 2020 között végzett munkám eredményeit igyekeztem összefoglalni. Először röviden áttekintem az utaknak a növényzetre gyakorolt hatásairól rendelkezésre álló ismereteket (2–8. oldal). Ezután következik saját kutatásom háttérének és célkitűzéseinek (9–16. oldal), módszertanának (17–39. oldal) és eredményeinek (40–90. oldal) bemutatása. Munkám során két modell növénycsoportot vizsgáltam: 1) az útszegélyeken jellemzően megjelenő, ritka és veszélyeztetett fajokban gazdag növénycsalád, a kosborfélék (orchideák) fajait, 2) a téli csúszásmentesítés (sózás) miatt az utak szegélyein terjedő sótüdő fajokat.

A disszertáció 5 esettanulmányt foglal magába, amelyek 4 megjelent közleményen és egy bírálólat alatt lévő kéziraton alapulnak.

1.1. A közutak hatásai a növényzetre

Általánosságban ismert, hogy az utak sűrűségének növekedése negatív hatással van a legtöbb élőlénycsoport előfordulására és a biodiverzitásra (Findlay et al 2000). Az utak negatív hatásai közé az élőhelyek feldarabolódása, a szegélyhatás, az érintett életközösségek sérülékenyebbé válása és inváziós fajok általi könnyebb elérhetősége sorolható (Forman & Alexander 1998). Továbbá a gépjárművek által kibocsátott szennyezőanyagok is negatív hatást gyakorolhatnak a növényzetre, ugyanis akkumulálódhatnak mind a talajban, mind a növényekben (Ndiokwere 1984). A szálló por is többféle negatív hatással lehet az út menti növényzetre: felerősíti az olyan másodlagos stresszfolyamatokat, mint a

kiszáradás, rovarokra, patogénekre való érzékenység, nehézfémek és különböző fitotoxikus szennyezőanyagok akkumulálása (Farmer 1993). Az útszegélyeknek igen fontos szerepe lehet a pollinátorok (Hopwood 2008, Wojcik & Buchmann 2012), illetve bizonyos rovarcsoportok megőrzésében (Noordijk 2008, Kozár 2009, Szentesi *et al.* 2017) mégis a közúti forgalom miatt számos negatív hatás éri a rovarokat ezeken az élőhelyeken (Baxter-Gilbert *et al.* 2015)., Ilyenek lehetnek például a járművek által kibocsátott szennyezőanyagok, a járművekkel történő ütközések, vagy a rovarok viselkedését befolyásoló zaj (utaktól távol keresnek élőhelyet, nem törekednek az utak keresztesítésére) (Muñoz *et al.* 2014). Mindezek miatt az útszegélyeken élő rovarmegporzású növények szaporodási sikere csökkenhet a pollinátorok hiánya vagy kisebb egyedszáma következtében. Az útszegélyek kezelése során alkalmazott herbicidek veszélyeztetik a mezsgyék féltermészetes növényzetét (Watson *et al.* 1989), illetve az utak közelében növekszik a valószínűsége, hogy a látványos virágokkal rendelkező fajok példányait turisták leszedik (Ballantyne & Pickering 2011).

Ilyen hatás lehet az ökológiai folyosó szerep is, mely idegenhonos, inváziós fajok terjedéséhez járulhat hozzá. Az idegenhonos fajok utak mentén való terjedése egy jóval gyakoribb és ismertebb jelenség, mint az őshonos fajoké (Lin 2007, von der Lippe & Kowarik 2007, Joly *et al.* 2011, Gulezian *et al.* 2012, Das & Duarah 2013, Bacaro *et al.* 2015). Az idegenhonos és inváziós fajok utak mentén való terjedése világszerte vizsgált (Forman 2000, Gelbard & Belnap 2003, Kalwij *et al.* 2008, Essl *et al.* 2009, Follak *et al.* 2013, Skálová *et al.* 2017). E tanulmányok eredményei alapján úgy tűnik, hogy az idegenhonos fajok első észlelési helyei gyakran az útszegélyek lehetnek. Ehhez a jelenséghez nagyban

hozzájárulnak az úthálózat fejlesztések, melyek következtében az úthálózatok kiterjedése az elmúlt évszázadban jelentősen megnőtt. Az Európai Unión belül 2008-ig létesült burkolt utak hossza 5 066 700 km volt (Nicodeme *et al.* 2017), itt az úthálózat sűrűsége is világszinten az egyik legkiemelkedőbb érték (Ibisch *et al.* 2016). A globális úthálózat teljes hossza pedig több, mint 64 millió km és ennek további növekedése várható a közeljövőben (van der Ree *et al.* 2015).

Az inváziós fajok út menti terjedéséhez több tényező is hozzájárulhat, ilyenek lehetnek az útépitkezésekhez felhasznált talajok, mivel ezek gyakran nem az úthoz közeli területekről származnak, így a helyi talajoktól eltérő összetételűek lehetnek és inváziós fajok propagulumait is tartalmazhatják (Greenberg *et al.* 1997). A legújabb tanulmányok kiemelik a járművek szerepét az idegenhonos fajok terjesztésében (von der Lippe & Kowarik 2007, Nguyen 2011, Khan *et al.* 2018). A terjedést elősegíthetik a járművek által keltett légáramlatok (Ross 1986), illetve a járművekre tapadt sár, ami – különösen fejlett út menti vegetáció esetén – jelentős mennyiségű magot tartalmazhat (Clifford 1959). Ezt jól szemlélteti Schmidt (1989) csíráztatásos kísérlete, melyben több mint 100 növényfajt mutatott ki egyetlen, 15 000 km-t megtett járműre tapadt sármintákból. Ansong & Pickering (2013) pedig több mint 60 000 magot talált egy tonnányi, autókról összegyűjtött sárban. Vitalos & Karrer (2008) pedig az útszegélyek kaszálását végző járművek magterjesztésben betöltött szerepét dokumentálták. Az idegenhonos fajok út menti terjedését elősegíthetik továbbá az útszegélyek különböző kezelési folyamatai, mint a kaszálás, gyomirtózás vagy a sózás, ugyanis az ezek által megváltozott körülményekhez az őshonos fajok sokszor kevésbé tudnak alkalmazkodni (Forman & Alexander 1998).

Az utak téli csúszásmentesítő sózása általánossá vált az elmúlt néhány évtizedben. Habár a téli csúszásmentesítő eljárások országonként változhatnak, a legtöbb országban mégis a leggyakrabban használt anyag elsősorban konyhasó (NaCl), kisebb mértékben CaCl_2 és ritkábban MgCl_2 (Houska 2007). A két legnagyobb mennyiségű csúszásmentesítő sót felhasználó ország az Egyesült Királyság és Németország (2200 és 2000 tonna; Houska 2007). A konyhasó többféle negatív hatást gyakorol a környezetre, ilyen a felszíni, ivó- és talajvíz szennyezése, járművek, hidak korróziója (Amrhein *et al.* 1992). Az út menti vegetációra nézve is számos káros hatása ismert. Egyes örökzöld fajok esetében levélkárosodásokat okozhat (Hofstra 1971). A talajban megnövekedett sótartalom ozmotikus stresszt okozhat, befolyásolja a talaj pH értékét, a tápanyagok elérhetőségét, egyensúlyát és ez által megváltoztatja a vegetáció faji összetételét, elősegíti különféle stressztűrő, halofil (sótűrő) növényfajok út menti terjedését (Davison 1971).

Halofil növényfajoknak a 200 mM fölötti sókoncentrációjú élőhelyeken túlélni és szaporodni képes fajokat nevezzük, melyek a világ flórájának körülbelül 1%-át teszik ki. Ezek között vannak olyanok, melyek sós körülmények között mutatnak optimális növekedést, mások viszont só hiányában (Flowers & Colmer 2008.). A legtöbb esetben azonban nem obligát halofitonokról beszélünk, hanem gyenge kompetíciós képességeik miatt szélsőséges körülmények közé kényszerült növényekről (Barbour 1978). Sótűrő növények utak menti terjedése egy világszerte ismert jelenség (Reznicek 1980, Scott & Davison 1982, Dogan *et al.* 2004).

Számos tanulmány leírta tengerparti sótűrő növényfajok utak mentén való terjedését Európa kontinentális területeiről és az Egyesült Királyságban (Scott & Davison 1982, Scott 1985, Hohla & Melzer 2003, Hohla & Raabe

2012). Az Egyesült Királyság tengerpartoktól távol eső, belső területein több olyan sótűrő tengerparti növényfajt (például *Cochlearia officinalis*, *Halimione portulacoides*, *Plantago maritima*, *Hordeum marinum*, *Suaeda maritima*) találtak már közutak mellett, melyeknek első előfordulásait regisztrálták így a sziget belsejében (Scott & Davison 1982, 1985). Olyan európai országokból ismertek sótűrő növények út menti megjelenései, mint Ausztria (Hohla 2012), Csehország (Kocián *et al.* 2016, Kaplan *et al.* 2016), Hollandia (van Dijk *et al.* 1988), Lengyelország (Wróbel *et al.* 2006), Luxemburg (Krippel *et al.* 2018), Magyarország (Schmidt *et al.* 2016, Fekete *et al.* 2018), Németország (Hanselmann 2007), Spanyolország (Diaz-Gonzalez *et al.* 1988), Svájc (Ciardo & Hoffer-Massard 2006), Szlovákia (Dítě & Dítětová 2016), vagy Szlovénia (Grašič *et al.* 2016).

Kevésbé ismert talán az utak élőhelyteremtő szerepe. Ennek háttérében áll, hogy a féltermészetes élőhelyek, melyek számos veszélyeztetett fajnak adnak otthont, a tájhasználat intenzívebbé válása (Krauss *et al.* 2010) és a hagyományos mezőgazdasági gyakorlat megszűnése (Bignal & McCracken 1996) következtében világszerte fogyatkozóban és felaprózódóban vannak (Tikka *et al.* 2000, Tilman *et al.* 2001, Nascimbene *et al.* 2016). A féltermészetes gyepekben előforduló növényfajok elviselik, sőt akár preferálják a hagyományos tájhasználat olyan elemeit, mint a legeltetés és kaszálás (Eriksson *et al.* 2002, Pykälä *et al.* 2005), amelyek a modern technológiák térhódításával párhuzamosan szintén eltűnőben vannak. Az ezen változásokra érzékeny növényfajok megőrzésében ezért egyre inkább felértékelődik az olyan, kis kiterjedésű, ember-alkotta vagy az ember által jelentősen befolyásolt élőhelyek jelentősége, mint a kurgánok (Deák *et al.* 2016), töltések (Bátori *et al.* 2016), temetők (Löki *et al.* 2015, Molnár V. *et al.* 2017a, 2017b, 2017c) vagy útszegélyek (Perring 1969, Way 1970,

Harrington 1994, Allem 1997, Godefroid 1999, Cousins 2006). Az útszegélyek megfelelő kezelése fajgazdag, jelentős természetvédelmi értéket képviselő gyepek közösségek fennmaradását teszi lehetővé (Hovd & Skogen 2005, Auestad *et al.* 2011).

Az útszegélyek növényzete hozzájárulhat az őshonos flóra bizonyos elemeinek megőrzéséhez, ha az eredeti élőhelyek megsemmisültek (Vasconcelos *et al.* 2014). Az útszegélyek vagy mezsgyék természetvédelmi jelentősége Ausztráliában (Bennett 1991, Hussey 1999, Schabel & Eldridge 2001), Brazíliában (Allem 1997), Pakisztánban (Akbar *et al.* 2003, Ahmad *et al.* 2009), Szaúd-Arábiában (Batanouny 1979), a Dél-afrikai Köztársaságban (Dawson 1991), és Európa számos régiójában csakúgy mint, például Belgiumban (Godefroid 1999, Deckers *et al.* 2005), Finnországban (Jantunen *et al.* 2006), Norvégiában (Hovd & Skogen 2005), Svédországban (Cousins 2006), a Balkán-félszigeten és a Kelet-Mediterráneumban (Fekete *et al.* 2017, 2019, Djordjević & Tsiftsis 2020) vagy az Egyesült Királyságban (Perring 1969, Way 1970, Harrington 1994, Atherden 2018) is jól ismert. Továbbá bizonyos régiókban úgynevezett „Roadside Nature Reserve”-ket, vagyis természetvédelmi területeket hoztak létre az útszegélyeken, melyek így természetvédelmi szempontok szerinti kezelésben részesülnek (Dawson 1991, Parr & Way 1988, Spooner 2005).

Az Egyesült Királyságban például az őshonos növényfajok mintegy fele fordul elő útszéli mezsgyéken (Way 1977). A kaszált útszegélyek továbbá élőhelyül szolgálnak Finnországban a kaszált gyepekre jellemző, veszélyeztetett *Gentianella campestris* nevű tárnicsfajnak (Huhta & Rautio 2007).

Az útszélek nemcsak menedéket nyújtanak az őshonos flórának, de bebizonyosodott, hogy ökológiai folyosóként szolgálnak számos fajnak

(Gustafsson & Hansson 1997, Haddad *et al.* 2003). Természetvédelmi szempontból fontos lehet e szerep, ugyanis az ökológiai folyosók olyan természetközeli élőhelysávok, amelyek összekötik az elszigetelt élőhelyfoltokat, s megkönnyítik a génáramlást és az élőlények közötti mozgást ezen foltok között, ezáltal csökkentve a fragmentáltság negatív hatásait (Cody *et al.* 1975, Damschen *et al.* 2006).

Az orchideák útszegélyeken (Federici & Serpieri 1868, Turrill 1932, Good 1936) illetve más emberi tevékenység által létrehozott vagy erőteljesen befolyásolt élőhelyeken (Ratcliffe 1974, Greenwood & Gemmill 1978, Davis 1979, Holliday & Johnson 1979, Kelcey 1984, Box 1999, Jurkiewicz *et al.* 2001, Grant & Koch 2003, Esfeld *et al.* 2008, Shefferson *et al.* 2008, Bzdon 2009, Lundholm & Richardson 2010, Woch *et al.* 2013, Löki *et al.* 2015, Molnár V. *et al.* 2017b, 2017c) való megtelepedése jól ismert jelenség. Az útszegélyek több szempontból (domináns fajok és fűszárúak alacsony borítása) hasonlóak a gyepekben előforduló orchideák természetes élőhelyeihez, míg a mikroszkópikus méretű (Arditti & Ghani 2000, Jersáková & Malinová 2007, Sonkoly *et al.* 2016) és szél útján terjedő magvaik képessé teszik őket az utak mentén létrejövő élőhelyfoltok gyors kolonizációjára. Az útépitések során keletkező szabad talajfelszínnek kedvezők az olyan pionír fajoknak, mint amilyenek az orchideák is (Murren & Ellison 1998). Mivel az orchideák élete szorosan kötődik megporzóikhoz és mikorrhiza partnereikhez (Waterman & Bidartondo 2008), ezért a biodiverzitás jó indikátor szervezeteinek tekinthetők (Swarts & Dixon 2009).

2. A vizsgálatok háttere és célkitűzései

2.1. I. esettanulmány: Útszegélyek, mint a veszélyeztetett sallangvirágok (*Himantoglossum* spp.) élőhelyei

Az esettanulmány alapjául szolgáló publikáció:

Fekete R., Nagy T., Bódis J., Biró É., Lőki V., Süveges K., Takács A., Tökölyi J. & Molnár V. A. (2017): Roadside verges as habitats for endangered lizard-orchids (*Himantoglossum* spp.): Ecological traps or refuges? – *Science of the Total Environment* **607**: 1001–1008.

Az útszegélyeken leggyakrabban megtelepedő európai orchideák közé tartoznak a sallangvirág (*Himantoglossum*) nemzetség fajai. A genusznak 12 faja ismert (Sramkó et al. 2014, Bateman et al. 2017), legtöbbjük ritka és veszélyeztetett faj, amelyek bázikus alapközeteken kialakult száraz gyepekben fordulnak elő. A *Himantoglossum adriaticum* és a *H. calcaratum* subsp. *jankae* (utóbbi '*H. caprinum*' néven) szerepel az Európai Unió Habitat Direktíva II. függelékében (European Union 1992), amely a természetes élőhelyek, a vadon élő állatok és növények védelméről rendelkezik. E két faj élőhelyeinek megismerése és megőrzése az európai közösség számára is fontos. 7 *Himantoglossum* fajnak ismertek útszegélyeken élő állományai legalább 17 ország területén (**1. táblázat**). Szembetűnő példa a bakbüzű sallangvirág (*Himantoglossum hircinum*) amelynek több ezer példányt számláló állományai régóta ismertek Franciaországban, a Párizs és Bordeaux közötti utak mentén (Good 1936), még beton törmeléken is (Carey & Farrel 2002). Angliában a faj 1641 és 2002 között észlelt 201 lelőhelyéből 17 (7%) található utak mentén (Carey & Farrel 2002). A *H. adriaticum*-ot először 1867-ben találták útszegélyen Olaszországban, Urbino környékén (Federici & Serpieri 1868). Urbino tartományban manapság a faj 32 előfordulása közül 10 közutak szegélyeiről ismert (Klaver 2011). Bulgáriában a *Himantoglossum calcaratum* subsp.

jankae (korábban "*H. caprinum*") állományának mintegy fele utak mentén található (Zahariev 2014).

1. táblázat. Hét *Himantoglossum* taxon útszegélyeken ismert előfordulásai irodalmi adatok és *-gal jelölt saját észlelések alapján.

Faj	Országok [Forrás]
<i>H. adriaticum</i> Baumann	Horvátország*, Magyarország*, Olaszország* [Federici & Serpieri 1868, Klaver 2011]
<i>H. calcaratum</i> (G. Beck) Schlechter subsp. <i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina*, Montenegró*, Szerbia*, Koszovó*
<i>H. calcaratum</i> (G. Beck) Schlechter subsp. <i>jankae</i> (Somlyay, Kreutz & Óvári) Bateman, Molnár & Sramkó	Albánia* [Turrill 1932], Bulgária* [Zahariev 2014], Görögország*, Magyarország*, Montenegró*, Szlovákia*, Törökország*
<i>H. caprinum</i> (M-Bieb.) Spreng.	Törökország *
<i>H. comperianum</i> (Steven) P.Delforge	Görögország (Leszbosz)*, Törökország *
<i>H. hircinum</i> (L.) Sprengel	Belgium [Godefroid 1999], Franciaország* [Good 1936, Carey & Farrel 2002], Németország [Ehmke 2005], Svájc [Känzig-Schoch 2006], Egyesült Királyság [Carey & Farrel 2002]
<i>H. robertianum</i> (Loiseleur) P. Delforge	Ciprus*, Görögország (beleértve a szigetvilágot is)*, Franciaország*, Olaszország (beleértve a szigetvilágot is)*, Törökország*

Az eddig részletezett tények együttesen arra utalnak, hogy az útszegélyek a sallangvirágok jelentős élőhelyei lehetnek, ugyanakkor, még tisztázatlan, hogy az utak miként hatnak ezeknek az orchideáknak az előfordulására és szaporodási sikerére. Jelen tanulmány célja volt (1) három sallangvirág faj (*Himantoglossum adriaticum*, *H. calcaratum*, *H. robertianum*) út menti állományainak szisztematikus vizsgálata Dél-Európa eltérő tájhasználati intenzitással jellemezhető régióiban, a kiválasztott fajok elterjedési területein; (2) a sallangvirágok számára élőhelyül szolgáló útszegélyek jellemzőinek dokumentálása; (3) annak vizsgálata, hogy az utak közelsége miként hat az egyedek vegetatív tulajdonságaira és reprodukív sikerére. Előzetes feltételezésünk szerint, az utaknak a növényekre gyakorolt

korábban részletezett negatív hatásai miatt az orchidea példányok a véletlenszerűen várhatónál távolabb találhatóak az utak szegélyétől, emellett a virágzó hajtás magassága, a virágok száma és a szaporodási siker alacsonyabb lesz az utakhoz közelebb eső példányoknál. Tekintettel arra, hogy ezek a tulajdonságok számos ökológiai tényezőtől függhetnek, az útszegélyeken előforduló sallangvirágok környezetének több jellemzőjét (tengerszint feletti magasság, a termőhely kitettsége és a fásszárúak borítása) is figyelembe vettük. Ezek a tényezők befolyásolhatják az orchideák reprodukív tulajdonságait és sikerét azáltal, hogy hatásuk van az általános klimatikus viszonyokra (tengerszint feletti magasság), a rendelkezésre álló víz mennyiségére (a lejtős felületek várhatóan rosszabb vízellátottságúak a jobb vízelvezetés miatt), vagy fényellátottságra (fásszárú borítás).

2.2. II. esettanulmány: Két antropogén orchidea élőhely összehasonlító elemzése a Mediterráneumban

Az esettanulmány alapjául szolgáló publikáció:

Fekete R., Löki V., Urgyán R., Süveges K., Lovas-Kiss Á., Vincze O., & Molnár V, A. (2019): Roadside verges and cemeteries: Comparative analysis of anthropogenic orchid habitats in the Eastern Mediterranean. – *Ecology and Evolution* **9**: 6655–6664.

A mediterrán tájat a társadalom és az ökoszisztémák között évezredekken át tartó komplex kölcsönhatások formálták (Thompson 2005). Növényi sokféleségükben kiemelkedőek a mediterrán száraz gyepek, melyeket a világ biodiverzitási forrópontjai között tartanak számon (Sirami et al. 2010). A hagyományos tájhasználat, mint a kímélő erdőgazdálkodás, a teraszos művelés, kontrollált égetés, és legeltetés gyakori de mérsékelt zavarást okozott és ez segítette az értékes mediterrán élőhelyek hosszútávú fennmaradását (Blondel 2006). A hagyományos tájhasználat eltűnése a mediterrán régióban is a biodiverzitás csökkenéséhez vezetett (Lasanta-

Martínez et al. 2005). Az egykori tájhasználat megszűnése mellett az urbanizáció, a mezőgazdaság és a turizmus intenzifikálódása is hozzájárult a mediterrán táj átalakulásához (Médail & Quézel 1997, Myers et al. 2000, Krauss et al. 2010, Tikka et al. 2000, Tilman et al. 2001, Nascimbene et al. 2016). Ez negatívan érintette az igencsak értékes orchidea élőhelyeket is, mint a phrygana-t (nyílt cserjés mediterrán élőhelytípus), machia-t (sűrű, szúrós, örökzöld cserjék dominálta mediterrán élőhelytípus), olajligeteket, szőlőültvényeket, a tengerparti mocsarakat és a fenyőerdőket is, melyek veszélyeztetett élőhelytípussá váltak (Kretzschmar et al. 2004, Kreutz 2004). Ezért az utóbbi időben e régióban is felértékelődött az olyan antropogén élőhelyek, mint a temetők és útszegélyek szerepe az orchideák megőrzésében.

A temetők természetvédelmi jelentőségét számos esetben dokumentálták (Barrett & Barrett 2001, Czarna & Nowińska 2010, Buchholz et al. 2016, Özhatay & Gürdal 2013, Yılmaz et al. 2018). Ezek refúgium szerepének fő oka, hogy számos vallás szakrális helyként tekint rájuk, ahol mindenféle zavarás tilos (Hadi et al. 2014) és mivel gyakran kerítéssel vannak körbekerítve, ezért a Mediterráneumra általánosságban jellemző taposás, túllegeltetés sem fenyegeti őket. Az utóbbi néhány évtizedben számos orchidea faj temetőkben való előfordulását dokumentálták a mediterrán régióból is (Kreutz & Krüger 2014, Löki et al. 2015). Az útszegélyek korábban tárgyalt refúgium szerepe a Mediterráneumból is ismert, Korfu és Mallorca szigetéről például 12 különböző orchidea taxon útszegélyben való előfordulását jelezték (Brandes 1988a, 1998b).

Ezért végeztük e két antropogén orchidea élőhely (temetők és útszegélyek) felmérését és természetvédelmi jelentőségük szempontjából történő összehasonlítását három mediterrán szigeten: Cipruson, Krétán és

Leszboszon. A tanulmány célja volt annak vizsgálata, (1) hogy a temetőekben vagy az útszegélyeken van-e jelen több orchidea egyed és faj, vagyis melyik antropogén élőhelytípus játszik nagyobb szerepet a megőrzésükben; (2) mely környezeti tényezők felelősek az orchideák jelenlétéért a kétféle élőhelytípusban; (3) detektálható-e a települések közelségéből adódó antropogén hatás az útszegélyeken és temetőekben élő orchideák faj- és egyedszámára; (4) az út közelsége negatívan hat-e az orchidea egyedek előfordulására.

2.3. III. esettanulmány: A környező táj hatása az útszegélyekre, mint orchidea élőhelyekre

Az esettanulmány alapjául szolgáló publikáció:

Fekete R., Bódis J., Fülöp B., Süveges K., Urgyán R., Malkócs T., Vincze O., L. Silva. & Molnár V. A. (2020): Roadsides provide refuge for orchids: characteristic of the surrounding landscape. – *Ecology and Evolution* **10**: 13236–13247.

Bár az útszegélyek gyakran a féltermészetes élőhelyek elszigetelt maradványai, fajgazdságuk nagymértékben függ a környező tájtól (Cousins 2006). Például Cousins & Lindborg (2008) tanulmányukban kimutatták, hogy a legintenzívebben kezelt tájban az útszegélyek és mezsgyék fajgazdsága csökken a féltermészetes gyepek távolságának növekedésével. Az útszegélyek ökológiai folyosó szerepe sem egyértelmű az őshonos flóra szempontjából. Bár az ökológiai folyosók létrehozása a közelmúltban széles körben elterjedt természetvédelmi gyakorlattá vált, egyes tanulmányok megkérdőjelezzik hatékonyságukat az egyedek mozgásának elősegítésében a fragmentált élőhelyfoltok között (Hobbs 1992, Simberloff et al. 1992, Merriam & Saunders 1993, Beier & Noss 1998). Tikka et al. (2001) szerint az útszegélyeknek közvetlen ökológiai folyosó szerepe van a gyepek közösségei esetében. Ezzel szemben Fritz & Merriam (1993) tanulmányukban az erdei növényfajok kapcsán nem tudták

alátámasztani a folyosó szerepet. Számos tanulmány szerint, ezek a lineáris táji elemek jelentős hatással vannak a diverzitásra és a fajok elterjedésére azáltal, hogy megkönnyítik a megporzást (a megporzó rovarok mozgását) és a magok terjedését megfelelő élőhelyek között (Tewksbury et al. 2002, Haddad et al. 2003, van Rossum & Triest 2012). Korábbi vizsgálatok szerint az ökológiai folyosók „használatában” különbség lehet a gyepi és az erdei növényfajok között. Például a gyepi fajok könnyen terjedhetnek alternatív nyílt élőhelyekre, mint például a kaszált útszegélyekre, erdei fajok esetében azonban ez bonyolultabb (Fritz & Meriam 1993, Tikka et al. 2001).

Annak érdekében, hogy megvizsgáljuk az útszegélyeknek, mint menedékhelyeknek a szerepét a környező táj összetételének tekintetében, szisztematikus vizsgálatokat folytattunk az útszegélyek orchideaflórájára vonatkozóan. A tanulmány fő célkitűzései a következők voltak: (1) az útszegélyeket élőhelyül „választó” fajok faj- és egyedszámainak értékelése öt közép-európai ország területén (Ausztria, Magyarország, Románia, Szlovákia, Szlovénia); (2) annak vizsgálata, hogy a tájmátrix hogyan befolyásolja az orchideák faj- és egyedszámát, valamint a különböző funkcionális csoportokat (erdei, gyepi és széles ökológiai toleranciájú fajok) a vizsgált élőhelyeken.

2.4. IV. esettanulmány: Egy tengerparti növényfaj: a *Cochlearia danica* L. közutak mentén való terjedése

Az esettanulmány alapjául szolgáló publikáció:

Fekete R., Mesterházy A., Valkó O. & Molnár V. A. (2018): A hitchhiker from the beach: the spread of the maritime halophyte (*Cochlearia danica* L.) along salted continental roads. – *Preslia* **90**: 23–37.

A atlantikus elterjedésű, tengerparti sótűrő dán kanálfű (*Cochlearia danica*) 2016-os magyarországi megtalálása (Molnár V. & Löki 2016) egyedülálló

lehetőséget kínált egy potenciális növényi invázió első szakaszának nyomon követésére és részletesebb vizsgálatára. Célunk volt a faj eddigi közép-európai terjedésének és a földrajzi, környezeti és reprodukciós barrierek átlépésére való képességének vizsgálata.

A lehetséges invázió következő szakaszaira összpontosítottunk: (1) Terjedés: szakirodalmi adatok alapján nyomon követtük a faj eddigi közutak menti terjedését a kontinentális Európán keresztül és részletesen megvizsgáltuk a közelmúltbeli magyarországi előfordulásait terepi felmérések során. (2) Kolonizáció: megvizsgáltuk a talajparamétereket a *C. danica* magyarországi út menti élőhelyein és teszteltük a sótartalom csírázásra gyakorolt hatását in vitro csíráztatásos kísérletben. (3) Állománynövekedés: Megbecsültük a faj terjedési képességét és inváziós potenciálját állománydinamikájának és reprodukív tulajdonságainak tanulmányozásával.

2.5. V. esettanulmány: Egy tengerparti faj: a *Plantago coronopus* L. terjedése a kontinentális Európában

Az esettanulmány alapjául szolgáló közlemény:

Fekete R., Haszonits Gy., Schmidt D., Bak H., Süveges K. & Molnár V. A. (2021): Rapid continental spread of a salt-tolerant plant along the European road network. – *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-021-02531-6

Az egyik legsikeresebb európai utak mentén terjedő tengerparti halofiton, a csókalábú útifű (*Plantago coronopus*), amely az elmúlt négy évtizedben elterjedt az európai utak mentén (Hohla 2012, Hanselmann 2017, Ehl et al. 2019), továbbá útszéli előfordulása Ázsiából (Kuvait, Daoud 1975), sőt Tasmániából (Baker 2005) is ismert. Magyarországon először 2013-ban találták meg az M1-es autópálya mellett (Schmidt et al. 2016), azóta pedig elterjedt az ország közútjai mentén (Schmidt et al. 2020). Érdekes, hogy a *P.*

coronopus őshonos elterjedése nagyrészt Európa mediterrán régióira korlátozódik, de onnan útszegélyi előfordulásáról csak néhány tanulmány számolt be (Diaz Gonzalez et al. 1988, Fraysse 1997, Trigo et al. 1990, Valladares et al. 2008, Tormo et al. 2011).

Az esettanulmány célja a *Plantago coronopus* utak mentén történő terjedésére vonatkozó adatok és ismeretek összegzése volt: (1) a faj eddigi, utak menti terjedésére vonatkozó irodalmi adatok összegyűjtése; (2) a faj eredeti és jelenlegi elterjedési területein belül az út menti terjedés feltérképezése terepi felmérések segítségével; (3) a magtermelés becslése és a só csírázására gyakorolt hatásának tesztelése; (4) annak vizsgálata, hogy mely tényezők befolyásolják az utak menti előfordulását, és mi a különbség az eredeti és újonnan meghódított területek út menti előfordulásai között.

3. Anyag és módszer

3.1. Útszegélyek, mint a veszélyeztetett sallangvirágok (*Himantoglossum* spp.) élőhelyei

3.1.1. Vizsgálati helyszínek és módszerek

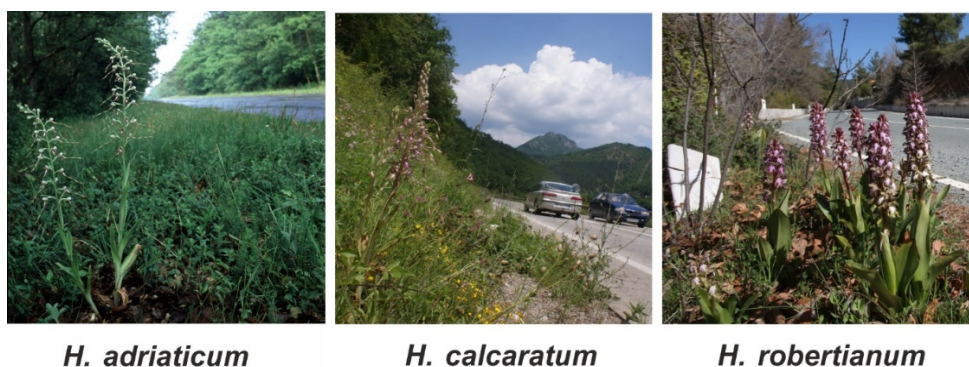
Három sallangvirág faj [*Himantoglossum adriaticum* H. Baumann, *H. calcaratum* (G. Beck) Schlechter subsp. *calcaratum*, *Himantoglossum robertianum* (Loisel.) P. Delforge, **1. ábra**] előfordulásait vizsgáltuk szilárd burkolattal rendelkező utak szegélyein nyolc dél-európaiországban (**2. táblázat, 2. ábra**). A terepmunkát Bosznia-Hercegovinában (2013. július 6–7-én, 2014. július 13–14-én, 2015. július 6–7-én, hét mintavételi ponton), Horvátországban (2014. június 6–7-én, két mintavételi ponton), Cipruson (2016. március 11–22-én és május 16–19-én, 28 mintavételi ponton), Franciaországban (2016. április 26–30-án, 16 mintavételi ponton), Magyarországon (2013. június 15–25-én, 2014. június 3–18-án, 2015. június 19. és július 8. között, hét mintavételi ponton), Olaszországban (2015. július 10–14-én, hét mintavételi ponton), Montenegróban (2015. július 5–6-án, négy mintavételi ponton) és Szerbiában (2015. június 29. és július 2. között ill. 2016. szeptember 1–6-án, 10 mintavételi ponton) végeztük.

2. táblázat. A tanulmányozott *Himantoglossum* állományok földrajzi helyzete.

Faj	Ország	Északi szélesség	Keleti hosszúság	Tszf. magaság (m)
<i>adriaticum</i>	Horvátország	45.25536°	14.13244°	70
<i>adriaticum</i>	Horvátország	45.27754°	14.10486°	234
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.63666°	12.58201°	258
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.623571°	12.61054°	341
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.69095°	12.54691°	445
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.66069°	12.66571°	313
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.49022°	12.28654°	505
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.57820°	12.44654°	442
<i>adriaticum</i>	Olaszország	43.67409°	12.51165°	295
<i>adriaticum</i>	Magyarország	46.8543°	17.26686°	161
<i>adriaticum</i>	Magyarország	46.85247°	17.26713°	250
<i>adriaticum</i>	Magyarország	46.85261°	17.26726°	250
<i>adriaticum</i>	Magyarország	46.97002°	17.34813°	215
<i>adriaticum</i>	Magyarország	46.96780°	17.34088°	215
<i>adriaticum</i>	Magyarország	46.94128°	17.38133°	218
<i>adriaticum</i>	Magyarország	47.37544°	16.52746°	326
<i>calcaratum</i>	Koszovó	42.75063°	20.3630°	553
<i>calcaratum</i>	Koszovó	42.74955°	20.31456°	661
<i>calcaratum</i>	Montenegró	43.36284°	19.27471°	521
<i>calcaratum</i>	Montenegró	43.37148°	19.24188°	720
<i>calcaratum</i>	Montenegró	43.26689°	19.36533°	862
<i>calcaratum</i>	Montenegró	43.34338°	19.42065°	1155
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.50600°	19.81211°	889
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.42003°	19.92394°	1028
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.46875°	19.65465°	441
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.34806°	19.57260°	892
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.33173°	19.56496°	980
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.33691°	19.67054°	594
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.25341°	20.25612°	877
<i>calcaratum</i>	Szerbia	43.33171°	19.56500°	980
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.49652°	18.73627°	434
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.30805°	18.65694°	710
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.49625°	18.73721°	426
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.37621°	18.79632°	516
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.34911°	18.84427°	454
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.53378°	18.59470°	671
<i>calcaratum</i>	Bosznia-Hercegovina	43.41868°	19.77112°	531
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.80080°	32.99927°	360
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.85785°	32.93023°	662
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.87218°	33.30541°	546

FEKETE Réka: Utak hatása a növényi sokféleségre

Faj	Ország	Északi szélesség	Keleti hosszúság	Tszf. magaság (m)
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.78822°	32.82464°	520
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.83005°	32.91650°	546
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.77361°	33.04899°	389
<i>robertianum</i>	Ciprus	35.03945°	32.82435°	353
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.90316°	32.39604°	527
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.84675°	33.30077°	488
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.85984°	33.30882°	600
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.88131°	32.84450°	944
<i>robertianum</i>	Ciprus	35.06094°	32.86000°	327
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.80592°	32.79225°	570
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.96770°	32.44269°	235
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.81869°	32.77367°	675
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.86391°	32.79073°	938
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.85515°	32.80619°	875
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.74389°	32.98401°	216
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.76857°	32.83732°	564
<i>robertianum</i>	Ciprus	35.12334°	32.68648°	166
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.85311°	32.87044°	729
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.83415°	32.80750°	780
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.94846°	32.82730°	1291
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.96462°	32.92542°	862
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.79710°	32.66421°	498
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.85978°	32.90679°	625
<i>robertianum</i>	Ciprus	35.02254°	32.72302°	828
<i>robertianum</i>	Ciprus	34.82947°	33.2836°	502
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.73664°	5.35960°	175
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.83362°	7.47074°	520
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.77916°	7.44699°	332
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.72888°	4.76849°	82
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.81995°	5.25101°	276
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.94828°	5.21810°	503
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.23796°	6.29191°	137
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.84563°	5.09736°	105
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.68395°	4.43924°	130
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.46868°	5.83385°	331
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.75391°	4.83348°	212
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.85708°	7.44802°	459
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.75181°	4.69964°	22
<i>robertianum</i>	Franciaország	44.00203°	4.70199°	120
<i>robertianum</i>	Franciaország	44.03833°	3.99938°	106
<i>robertianum</i>	Franciaország	43.57882°	5.61964°	619



1. ábra. A három vizsgált sallangvirág (*Himantoglossum*) faj.



2. ábra. A vizsgálati területek elhelyezkedése.

A lelőhelyek földrajzi helyzetét Garmin E-Trex Legend típusú GPS készülékkel határoztuk meg és WGS84 formátumban rögzítettük. Minden vizsgált példány esetében mérőszalaggal megmértük az út szegélyétől való abszolút távolságát. Mivel a mezsgyék szélessége eltérő volt, az egyedek úttól való relatív távolságát is kiszámoltuk, amely az abszolút távolság és a potenciálisan rendelkezésre álló élőhelyfolt (mezsgye) szélességének hányadosa. A mezsgye szélessége alatt az úttest szegélye és a mezsgye túlsó

oldalán kezdődő eltérő típusú növényzet (például erdő, szántóföld) között mért távolságot értjük, amelyet a Google Earth Pro szoftver (Google Earth 2016) segítségével mértünk.

A vizsgált növények egyedi kondíciójának jellemzése érdekében mértük a virágzó hajtás magasságát és a virágok számát. A szaporodási sikert úgy számszerűsítettük, hogy a termések számát elosztottuk a virágok teljes számával (termésképzési arány). A fásszárú borítást az egyedek feletti 1×1 méteres négyzetekben becsültük. Feljegyeztük továbbá, hogy az egyed sík, vagy lejtős felszínen helyezkedett-e el az útszegélyen, utóbbi esetben pedig mértük a lejtő kitétségét. Így egy öt kategóriás változót hoztunk létre: sík pozíció, északias, délies, keleties és nyugatias kitétség.

3.1.2. Adatelemzés

Az adatelemzést R statisztikai környezetben végeztük (3.4.1 verzió, R Core Team 2017). Első lépésben jellemeztük az élőhelyek alapvető jellemzőit (tengerszint feletti magasságot, úttól való távolságot, mezsgyék szélességét, fásszárú- és cserjeborítást) egyszerű leíró statisztikával. Ezekben az esetekben mediánokat használtunk, mivel az adatok nem normál eloszlásúak voltak. Másodszor, egymintás Kolmogorov-Szmirnov tesztet használtunk annak a vizsgálatára, hogy az egyedek abszolút és relatív úttól való távolsága szignifikáns eltérést mutat-e az egyenletes eloszlástól. Ezt a vizsgálatot külön-külön mind a három faj esetében elvégeztük.

Harmadszor megvizsgáltuk, hogy az út közelsége és más mért környezeti tényezők milyen hatással vannak az egyes orchideák vegetatív és reprodukív tulajdonságaira, illetve reprodukív sikerére. Ehhez kevert statisztikai modelleket alkalmaztunk, ahol a függő változó volt a virágok száma, a hajtásmagasság és a termésképzési arány. A virágszámra ható

tényezők vizsgálatokor általánosított lineáris kevert modellt (GLMM) használtunk Poisson-eloszlással. A termésképzési arány esetében a termések számát és a termés nélküli virágok számát, mint kétváltozós függő változót használtuk binomiális GLMM-mel. A hajtásmagasságra ható tényezők vizsgálatokor Lineáris Kevert Modellt (LMM) használtunk. Magyarázó változók voltak a tengerszint feletti magasság, kitétség, úttól való távolság, és a fásszárú – és cserjeborítás (%), illetve az előbbi két modell esetében a hajtásmagasság. Mindhárom modellben a fajok, illetve a lokalitások szerepeltek random faktorként, mivel a vizsgálatban szereplő mintaelemek (az egyedek) nem független adatpontok, mivel ugyanazon populációból, és fajból több növényt is lemértünk, és az egy fajba tartozó, illetve egy területen levő egyedek jobban hasonlíthatnak egymásra, mint ahogy azt elvárnánk a véletlen alapján. A termésképzéses modellben random faktor volt továbbá az egyedek sorszáma, amivel kontrollálni tudtuk az adatok diszpergáltságára (Harrison 2014). Mindhárom esetben a teljes modellek felépítésével kezdtünk, melyek az összes magyarázó változót tartalmazták. Ezután modellszelekciót alkalmaztunk: a nem szignifikáns magyarázó változókat egyenként eltávolítottuk a modellekből (a legmagasabb p-értékek alapján) egészen addig, amíg csak szignifikáns magyarázó változókat tartalmazó minimál modelleket kaptunk.

3.2. Két antropogén orchidea élőhely összehasonlító elemzése a Mediterráneumban

3.2.1. Terepmunka

A terepi mintavételeket, tehát a temetők és útszegélyek felmérést három mediterrán szigeten, Cipruson (a Ciprusi Köztársaság területén), Krétán (Görögország) és Leszboszon (Görögország, **3. táblázat**) végeztük.

A felmért temetőket véletlenszerűen választottuk ki, de igyekeztünk földrajzilag reprezentatív módon, az egyes szigetek teljes területét lefedve. Minden meglátogatott temetőnél rögzítettünk geokoordinátákat (WGS84 formátum) és a tengerszint feletti magasságot (m) a Garmin E-Trex Legend GPS eszköz segítségével. Ezután alaposan bejártuk a temető teljes területét orchideákat keresve, majd azonosítottuk a megtalált orchidea fajokat és rögzítettük az ezekhez tartozó egyedek számát (Löki et al. 2015 nyomán). Ezenkívül a Google Earth Pro szoftver (Google Earth 2018) segítségével megmértük a temető teljes területét, valamint a sírok, beton (lebetonozott területek, utak), erdők és gyepek által borított területet. A beton, az erdő, a gyepek borítása, valamint a sírok által elfoglalt terület a temető teljes területéhez viszonyítva (vagyis 0 - 100%) volt megadva.

Kétféle mintavételi eljárást alkalmaztunk az útszegélyek esetében. Az egyik egy tematikus mintavétel volt, ami azt jelentette, hogy aszfaltozott utakon haladva öt kilométerenként megálltunk Cipruson és Krétán. Rövidebb, azaz két kilométerenkénti megállásokat határoztunk meg Lesbosz esetében a sziget kis területe miatt. A másik egy nem tematikus mintavétel volt, vagyis minden olyan helyen megálltunk, ahol orchideákat észleltünk az autóból.

3. táblázat. A terepi mintavételek, a különböző mintázással felmért útszegélyi pontok és a vizsgált temetők számának összesítése.

Sziget	Terepi mintavétel dátuma	A nem tematikus mintavételi pontok száma	A tematikus mintavételi pontok száma	A vizsgált temetők száma
Ciprus	2016.03.11–22.	56	0	57
Ciprus	2016.05.16–19.	1	0	1
Ciprus	2017. 03.29–04.04.	6	120	32
Kréta	2017. 04.11–19.	58	120	90
Leszbosz	2018.04.09–17.	14	204	35

Minden mintavételi pontban a geokoordinátákat (WGS84 formátum) és a tengerszint feletti magasságot (m) rögzítettünk Garmin E-Trex Legend GPS eszköz segítségével. Mindkét mintavételi típus esetében az egyes mintavételi pontokon különféle környezeti tényezőket mértünk/becsültünk, amelyek befolyásolhatják az orchideák jelenlétét. Ilyen volt a lejtőszög, a fásszárú- és cserjeborítás, valamint az útszegély szélessége. Az útszegélyek szélességét a mintavételi pontok teljes területének kiszámítása érdekében rögzítettük.

Azokban az esetekben, amikor orchideákat találtunk, rögzítettük az észlelt orchideafajokat és az ezekhez tartozó egyedek számát egy 50 m-es útszakasz mentén, valamint az egyes egyedek távolságát az út szélétől. A lejtőszöget és a fásszárú borítást minden egyed esetében feljegyeztük, utóbbit az egyedek fölötti 1 m²-es területen becsültük. Amennyiben a tematikus mintavételi ponton nem voltak jelen orchideák, ezeket a paramétereket 10 méterenként szintén 50 m-es útszakaszon rögzítettük. Bizonyos esetekben az orchideák faji szintű azonosítása vegetatív fenológiai állapotuk miatt nem volt lehetséges. Ilyen esetekben ezeknek az egyedeknek a számát feljegyeztük és az egyedszámot függő változóként kezelő elemzésekben felhasználtuk, de a fajszámot függő változóként kezelő elemzésekben figyelmen kívül hagytuk őket (lásd alább). Összesen 41 mintavételi pontról származó 381 egyed nem sikerült faji szinten azonosítani.

Továbbá mindhárom mintavételi pont (tematikus, nem tematikus és temető) esetében a pont és a legközelebbi település (a mintavételi ponthoz legközelebbi település legközelebbi épülete) közötti távolságokat egyenes vonalban és közúton mértük a Google Maps segítségével. A fajokat Kreutz (2004), Kretschmar et al. (2004) és Delforge (2006) nyomán azonosítottuk.

A Cipruson és Krétán előforduló orchideafajok teljes számát Delforge (2006), míg Lesboszon Karatzas & Karatza (2009) alapján számszerűsítettük. A tanulmányban Delforge (2006) nomenklatúráját követjük.

3.2.2. *Adatelemzés*

A statisztikai elemzéseket R statisztikai környezetben végeztük (3.4.1 verzió, R Core Team 2017). Az elemzésekhez általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) építettünk negatív binomiális eloszlással, az `glmmTMB` funkció használatával (`glmmTMB` R csomag, Brooks et al. 2017). Zéró-inflált modelleket alkalmaztunk olyan esetekben, amikor a zéró-inflációs paraméter javította a modell illeszkedését. Ezeket pedig az alacsonyabb Akaike információs kritérium alapján határoztuk meg (Wagenmakers & Farrell 2004). Minden esetben teljes modellek felépítésével kezdtük, amelyek tartalmazták az összes magyarázó változót. Ezt követte a modell egyszerűsítése, amikor a nem szignifikáns prediktorokat a legmagasabb p értékek alapján lépésről lépésre eltávolítottuk a modelltől, amíg a minimál modelleket meg nem kaptuk.

Először általánosított lineáris kevert modellek (GLMM) segítségével teszteltük, hogy a temetőben vagy az útszegélyeken voltak-e nagyobb egyed- és fajszámban orchideák. Ezekhez a modellekhez csak az útszegélyek tematikus mintavételi pontjait és a temetők pontjait használtuk. A temetők esetében az elemzésekhez Krétáról mind a 90 mintavételi pontot felhasználtuk, Lesboszról is mind a 35-öt, de Ciprus esetében a 90-ből 89-et, mivel egy temetőt egy hónappal később mintáztunk, mint a többit. Az egyes mintavételi pontokon talált fajok és egyedek számát használtuk függő változóként a későbbi modellekben. A helyszínt (temető vagy útszegély) és

a mintavételi pont területét magyarázó változóként, míg a szigetet random faktorként szerepeltettük a modellekben.

Annak tesztelésére, hogy a különböző környezeti tényezők hogyan befolyásolják az orchideák megtelepedési sikerét a temetőekben szintén GLMM-et használtunk. Ezekben a modellekben az orchideafajok és az egyedek számát használtuk függő változóként, míg a magyarázó változók között szerepelt a temető teljes területe, a beton, erdő, gyeperdő és sírok által borított terület aránya a teljes területhez viszonyítva. Hasonló modelleket építettünk az útszegélyekre vonatkozóan, de a sok nulla érték miatt zéró-inflált GLMM-eket használtunk. Az egyes mintavételi pontokon talált orchidea fajok és egyedek számát használtuk függő változóként a modellekben. Ezekben a modellekben mind a tematikus, mind a nem tematikus mintavételi pontok adatait felhasználtuk. Az átlagos lejtőszög, a mintavételi pontok területe, valamint az átlagos fa és cserje borítás magyarázó változóként, míg a szigetek és a mintavétel típusa random faktorként szerepelt a modellekben. (A statisztikai elemzések előtt mintavételi helyenként átlagoltuk a lejtőszöget, a fásszárú- és cserjeborítást, valamint az útszegély szélességét).

Továbbá annak tesztelésére, hogy a legközelebbi településtől való távolság hogyan befolyásolja az orchideafajok és egyedek számát, negatív binomiális eloszlású GLMM modelleket építettünk fel a `glmmTMB` funkció felhasználásával. A mintavételi pontokon talált fajok és egyedek számát függő változóként használtuk. Magyarázó változó volt a temetők vagy az útszegélyek területe, a legközelebbi településtől való távolság légvonalban és közúton, az élőhelytípus (útszegély vagy temető) és légvonalban való távolság közötti interakció, valamint az élőhelytípus és a közúton való távolság interakciója. A sziget és a mintavételi típus (azaz tematikus / nem

tematikus) random faktorként kerültek be a modellekbe. Ez utóbbi elemzések során mind a tematikus, mind a nem tematikus mintavételekből származó adatokat felhasználtuk. Annak a nullhipotézisnek a tesztelésére, hogy az abszolút és a relatív úttól való távolság az úttól egyenletes eloszlást követ, egymintás Kolmogorov-Szmirnov teszteket használtunk. Ez utóbbi tesztet a három szigetre külön végeztük.

3.3. A környező táj hatása az útszegélyekre, mint orchidea élőhelyekre

3.3.1. Terepi mintavétel

A terepi mintavételt öt közép-európai országban (Ausztria, Magyarország, Románia, Szlovákia, Szlovénia) végeztük. A már korábban részletezett mintavételi eljárást alkalmaztuk a vizsgált útszegélyeken is. A tematikus mintavétel során 5 kilométerenként helyezkedtek el a mintavételi pontjaink. A mintavételek részleteit a **4. táblázat** tartalmazza. A fajokat Delforge (2006) nyomán azonosítottuk, és az esettanulmányban használt nomenklatúra is ezt követi.

4. táblázat. A különböző típusú mintavételi pontok száma és a mintavételek időpontja a vizsgált országokban.

Ország	Nem tematikus mintavételi pontok száma	Tematikus mintavételi pontok száma	Dátum
Ausztria	2	50	2018. 06.14–15 2015. 07. 8.
Magyarország	27	156	2017. 05. 3–6. 2018. 05. 2–3. 2018. 05. 11–13.
Románia	4	92	2017. 06. 17–20.
Szlovákia	1	91	2017. 05. 27–30.
Szlovénia	1	76	2018. 07. 11–13.

3.3.2. Tájvi változók

Minden mintavételi ponthoz tájvi változókat rendeltünk a környező tájmátrix alapján. Ehhez a 2018-as Corine Land Cover (CLC) adatsort használtuk (elérhető: Copernicus Land Monitoring Service of the European Union). Először 1 és 10 km sugarú pufferzónákat rajzoltunk az összes mintavételi pont körül a Quantum GIS (QGIS) 3.4-es verziójában (QGIS Development Team 2019). Ezt követően zonális hisztogramokat készítettünk a QGIS Processing eszköztárának segítségével. Végül kiszámoltuk R statisztikai környezetben (3.4.1 verzió, R Core Team 2017), hogy a pufferzónákban mely tájvípus hány százalékot fed le.

A 44 tájvípus közül, amelyek az eredeti CLC adatbázisban jelen voltak, 28 volt jelen a mintavételi pontjaink körüli pufferzónákban. Kiszámoltuk a lefedettségi értékeket minden típusra külön, majd a típusokat kategóriákba csoportosítottuk, hogy csökkentsük az adatsor dimenzionalitását. A vízfolyások és víztestek felületeit az orchideák számára alkalmatlan területnek tekintettük. Az egyes erdővípusokat (lomblevelű, vegyes és tűlevelű erdők) nem vontuk össze, mivel a mintavételeink során talált erdei orchideafajok eltérő erdővípus-igénnyel jellemezhetők. A szőlőültetvényeket, gyümölcsösöket, valamint az elsősorban mezőgazdasági, de jelentős természetes növényzettel jellemezhető területeket „fél-mezőgazdasági területeknek” tekintettük, mivel, ha ezek a területek felhagyottak vagy külterjesen műveltek, akkor orchidea élőhelyként szolgálhatnak. A kategorizálás részleteit a vizsgálat alapjául szolgáló publikáció online elérhető függelékének S1 táblázata tartalmazza (<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.6920>).

3.3.3. Adatelemzés

A statisztikai elemzéseket az R statisztikai környezetben végeztük (3.4.1 verzió, R Core Team 2017). A multikollinearitás elkerülése érdekében a modellekben VIF-szelekciót hajtottunk végre (Craney & Surlles 2002) a vif függvény és az fmsb csomag használatával (Nakazawa 2017), amely kiszámítja az összes magyarázó változónk VIF-értékeit, majd eltávolítja a legnagyobb értékű változót, és megismétli mindaddig, amíg az összes VIF érték nem éri el a küszöbértéket, ami esetünkben „2” volt. Ezt követően a kiválasztott változókat eltávolítottuk az elemzésekből.

Az adatok eloszlásának tesztelését követően a glmmPQL függvény segítségével (MASS R csomag, Ripley et al. 2013) általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) építettünk quasipoisson eloszlással. Minden esetben a VIF által kiválasztott összes magyarázó változót tartalmazó teljes modellek felépítésével kezdtük. Ezt követte a modellszelekció, amikor a legmagasabb p-értékkel jellemezhető magyarázó változókat egyesével lépésenként távolítottuk el a modellekből. Az összes magyarázó változót, ahol a $p < 0,1$ megtartottuk a minimál modellben. Random faktorként az „ország” és a „mintavételi típus (tematikus vagy nem tematikus)” szerepelt. Összesen nyolc modellt építettünk fel a következő függő változókkal: a fajok száma, az egyedek száma, a gyepi fajok száma, az erdei fajok száma, a széles ökológiai toleranciával jellemezhető fajok száma, az erdei fajokhoz tartozó egyedszámok, a gyepi és a széles ökológiai toleranciájú fajok egyedszámai.

Az RMSE (Root Mean Square Error) értékeket a performance csomag RMSE függvényével számítottuk ki (Lüdecke et al. 2009), a pseudo R² értékeket pedig a MuMIn csomag r.squared GLMM függvényével (Barton & Barton 2019). A fajokat gyepi, erdei és széles ökológiai toleranciájú

kategóriákba soroltuk Delforge (2006) élőhelyleírásai alapján. A kategorizálás részleteit a vizsgálat alapjául szolgáló publikáció online elérhető függelékének S2. táblázata tartalmazza (<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.6920>).

Magyarázó változók a következő táji kategóriák 1 km-es sugarú körön belüli területének arányai voltak: városi területek, mezőgazdasági területek, fél-mezőgazdasági területek, természetes gyepek és legelők, cserjések, strandok és dűnék, gyér vegetációjú területek, vizes élőhelyek, lomblevelű erdők, vegyes erdők (olyan erdők, ahol sem a lomblevelű, sem a tűlevelű fajok nem dominálnak), orchideák számára alkalmatlan helyek. További nyolc modellt építettünk ugyanezekkel a változókkal 10 km sugarú körben.

3.4. Egy tengerparti növényfaj: a *Cochlearia danica* L. közutak mentén való terjedése

3.4.1. Út menti terjedés feltérképezése

A faj kontinentális Európában való terjedési sebességének megbecsléséhez szakirodalmi adatokat kerestünk a Google Scholar segítségével a következő kulcsszavak használatával: a faj neve „*Cochlearia danica*” AND „roadside” OR „road verge”. Ez 122 találatot hozott, majd átnézésük után mindössze 13 tanulmány maradt, ami a faj út menti előfordulásával foglalkozott. Ezek közül pedig csak egy volt, amely a kontinentális Európában való előfordulást tárgyalta, a többi 12 tanulmány irodalomjegyzékében pedig további három ilyen publikációt találtunk. A vizsgálatba nem vontunk be a Brit-szigetéről származó út menti előfordulásokat. További kereséseket végeztünk a következő kulcsszavakkal: „*Cochlearia danica*” AND „autobahn”. Ennek során 38 (többnyire német nyelven megjelent) cikket adott találtunk, de a releváns tanulmányok száma nyolc volt és még nyolc

ezek irodalomjegyzékében. Illetve két további tanulmányt is bevontunk a vizsgálatba, melyek a Google Scholar-on nem voltak elérhetőek. Így összesen 22 releváns publikációt használtunk fel. A következő adatokat gyűjtöttük össze az egyes publikációkból: előfordulási hely, út kategóriája, tengerszint feletti magasság és az észlelés dátuma. Ezeket az adatokat a Quantum GIS 2.16.1-es verziójának (QGIS Development Team 2017) segítségével georeferáltuk.

Terepi felméréseink során felkerestük a nemrégiben megtalált hazai állományokat, és más előfordulások után is kutattunk. A *Cochlearia danica*-t Magyarországon először Biharkeresztes és Győr közelében regisztrálták 2016. áprilisában. A faj első megtalálása után szisztematikus felméréseket végeztünk a jelenlétének vagy hiányának kimutatására az érintett útszakaszokon (kb. 472 km) 2016 és 2017 áprilisában: a 43-as (E79) úton (Nagyvárad (Románia) és Berettyóújfalu között, 35 km), a 47-es (E79) úton (Berettyóújfalu és Debrecen között, 35 km), az M35-ös (E79) autópályán (Debrecentől Polgárig, 50 km), az M3-as autópályán (Polgártól Budapestig, 220 km) és az M1-es autópályán (E60) (Budapesttől Hegyeshalomig, 167 km) autópályákon keresztül. Ebben a cikkben az Euro+Med Plantbase nomenklatúráját követjük (Euro+Med 2006).

3.4.2. Csíráztatásos kísérlet és talajelemzés

In vitro teszteltük a *C. danica* magok csírázási képességét különböző NaCl koncentrációjú táptalajokon 2016. október 14. és 2017. január 14. között. Mivel a magok nem igényelnek hideg sztratifikációt (Bakker & de Vries 1992), a magokat, melyeket 2016. május 2-án, Biharkeresztes közelében gyűjtöttünk, később szobahőmérsékleten tároltuk. Petri-csészékben teszteltük a csírázást 1% agar-agar táptalajon a következő 19 különböző NaCl koncentráción (m/m%): 0 (kontroll), 0,03%, 0,05%, 0,07%, 0,10%,

0,20%, 0,30%, 0,40%, 0,50%, 0,75%, 1,00%, 1,50%, 2,00%, 2,25%, 2,50%, 3,00%, 3,50%, 4,00% és 5,00%. Ezeket a koncentrációkat használtuk annak megállapítására, hogy a fajnak van-e szüksége sóra a csírázáshoz, (tehát, hogy obligát vagy fakultatív halofiton) továbbá információkat szeretünk volna kapni a legmagasabb NaCl-koncentrációkról, ahol a faj még képes a csírázásra.

A választott sókoncentrációk a természetben a következő talajtípusoknak feleltethetők meg: a <0,10% sótartalmú talajok nem sósak és nem gátolják a mezőgazdasági növények növekedését; a 0,10–0,25%-osak enyhén sósak, a sóra érzékeny növények növekedését negatívan befolyásolják; a 0,25–0,50%-os talajok közepesen sósak, ahol a legtöbb termesztett növény termés hozama csökken; a 0,50–1,00%-os sótartalmú talajok már sósnak számítanak, ahol csak a halofitonok növekedése zavartalan; a >1,00% sótartalmú talajok pedig erősen sósak, ahol csak néhány obligát halofiton képes túlélni (Stefanovits et al. 1999).

Ezenkívül a csírázást a kelet-magyarországi Zsadányból (46,93589°É, 21,52886°K) származó szikes talajjal töltött műanyag edényekben is teszteltük. Mindkét kísérlet (19 NaCl-koncentráción és a szikes talajon való csíráztatás) során 50-50 magot csíráztattunk háromszoros ismétléssel egy adott koncentráción. A magokat a kísérlet előtt sterilizáltuk, a gombás fertőzések elkerülése érdekében. A sterilizáláshoz a magokat 20%-os nátrium-hipoklorit (NaClO) oldattal mostuk két percig, majd háromszor átöblítettük steril vízzel. A kísérlet során a Petri-csészéket és a műanyag edényeket laboratóriumban, az ablak közelében, természetes fényviszonyok között, szobahőmérsékleten tároltuk, és 60 napig figyeltük a csírázást. A kísérlet során naponta ellenőriztük és felírtuk a csírákat.

A talajelemzéseket a Debreceni Egyetem Agrár- és Gazdaságtudományok Centrumának, Karcagi Kutatóintézetének akkreditált laboratóriuma végezte. Az összes oldható sótartalmat az elektromos vezetőképesség mérésével határozták meg vezetőképességmérővel (Tetra Con 325) telített talaj- és vízdátban (MSZ-08-0213: 1978 2.2 magyar műszaki szabvány). A mintákat a két legnagyobb ismert magyar állományból gyűjtöttük, 2016. április 4-én Biharkeresztesen, 2016. április 18-án pedig Győrben. Összesen tíz-tíz pontból, három különböző úttól való távolságból (1, 2, 3 m) és gyökérmélységből (1,5–6,5 cm) vettük a mintákat. A csíráztatásos kísérlet során használt szikes talajok is elemzésre kerültek.

3.4.3. Állománydinamika és a reprodukív jellemzők vizsgálata

A hazai állományok földrajzi helyzetét egy Garmin E-Trex Legend GPS kézi készülék segítségével határoztuk meg WGS84 formátumban. A biharkeresztesi és ártándi állományok térbeli kiterjedését mindkét évben (2016 és 2017) mértük. Győrújbarát és Győr állományait csak 2016-ban mértük, mert 2017-re az állományok mérete jelentősen lecsökkent, így ezeknél észszerűbb volt egyedszámokat becsülni. Megmértük az egyes foltok hosszát és szélességét. Megmértük a foltok úthoz közeli és úttól távoli szélének a távolságait, hogy megbecsüljük az úttól való átlagos távolságukat. Megmértük az úthoz legközelebbi és a legtávolabbi egyed távolságát is.

Az egyes populációk egyedszámának becsléséhez minden állománynál 11 véletlenszerűen kijelölt négyzetben (10 × 10 cm) megszámoltuk az egyedeket. Ezután az egyes populációk esetében a 11 négyzetben megszámolt egyedek mediánját vettük és vonatkoztattuk 1m²-re, majd ezt felszoroztuk az állományok teljes területével.

Az egyedi magprodukció becsléséhez 30, Biharkeresztesről származó egyedeket használtunk fel. 2016. április 4-én és 2017. április 10-én megszámláltuk az egyedenkénti virágzó hajtásokat és a virágzatonkénti virágszámokat (egyedenként öt virágzatban). A termésenkénti magok számát 2016. május 2-án (50 termés) és 2017. május 13-án (100 termés) összesítettük. Meghatároztuk a faj ezermagtömegét 2016-ban 3×100 mag mérése alapján (Török et al. 2013).

3.4.4. Adatelemzés

Az adatelemzéseket az R statisztikai környezetben végeztük (3.4.1 verzió, R Core Team 2017). A különböző NaCl koncentrációk csírázási arányai közti különbségeket egyszempontos ANOVA-val értékeltük. Tukey-tesztet (HSD) alkalmaztunk a páronkénti összehasonlításokhoz. A NaCl-koncentráció és a csírázási arány közötti kapcsolat jellegének vizsgálatára szigmoid görbeillesztést hajtottunk végre Boltzmann-féle nem lineáris görbeillesztéssel az OriginPro (OriginLab Corp., Northampton, MA, USA) programcsomag segítségével.

3.5. Egy tengerparti faj: a *Plantago coronopus* L. terjedése a kontinentális Európában

3.5.1. Szakirodalmi áttekintés

Az európai utak mentén való terjedés sebességének becsléséhez a Google Scholar segítségével szakirodalmi keresést végeztünk a következő kulcsszavakkal: a faj neve „*Plantago coronopus*” AND „roadside” OR „road” OR „motorway” OR „Autobahn” OR „Strasse” OR „route” OR „Strassenrand”. Ellenőriztük az első 100 találatot (cikket) minden kulcsszó-kombinációra, így összesen 700 cikket néztünk át. E tanulmányok átnézése

után a *P. coronopus* útszéli előfordulásaival foglalkozó cikkek száma 47 volt. A következő adatokat gyűjtöttük ki az egyes cikkekből (amennyiben rendelkezésre állt információ): az előfordulás helye (kontinens, ország, település, pontos helyleírás, geokoordináták, tengerszint feletti magasság), az út osztályozása (útszám és kategória), a megfigyelés időpontja és az állomány nagysága. Amikor a pontos geokoordinátákról nem tartalmazott információt az adott tanulmány, akkor a hely leírása alapján generáltuk őket, olyan módon, hogy amennyiben meg volt adva a város neve és az út száma, akkor a város közelébe az adott útszakaszra helyeztük a koordinátát, amennyiben pedig két város közötti adott útszakaszra esett az említés, akkor pontosan a középpontra helyeztük a koordinátát. 14 előfordulás esetén azonban nem volt lehetséges a hely meghatározása. Az adatokat a Quantum GIS 3.12.1.-es verziójának (QGIS Development Team 2019) segítségével georeferáltuk.

3.5.2. Terepi felmérések

Út menti felméréseket végeztünk Európán belül négy régióban, ezek közül három a *P. coronopus* őshonos elterjedési területén (kontinentális Görögország, Lesbosz, Ciprus) egy további régió (Magyarország) pedig az őshonos elterjedési területen kívüli volt (**5. táblázat**). Kétféle terepi felmérés adatait egyesítettük. Az egyik a *P. coronopus* tematikus út menti keresése volt, ahol egymástól két és öt kilométer távolságban lévő mintavételi pontokban végeztük a felmérést az utak mentén. Autópályák esetében nem tudtuk betartani ezt a protokollt, ezért csak azokat a parkolóhelyeket és autópálya lehajtókat vizsgáltuk, ahol a járművel való megállás megengedett volt. Minden tematikus mintavételi pontban felmértünk egy 50 méteres útszakaszt (csak az út jobb oldalán) a *P.*

coronopus után kutatva. Másodszor egy nem tematikus mintavételt is végeztünk, ahol azokat a helyeket látogattuk és mértük fel, ahol a faj jelenlétét feltételeztük korábbi információk vagy a faj elterjedésével kapcsolatos ismereteink alapján. Minden helyszínen feljegyeztük a geokoordinátákat, a tengerszint feletti magasságot a faj jelenlétét vagy hiányát és előbbi esetén az egyedszámokat.

A nem tematikus mintavétel során az egyedek számát egy skálán becsültük meg, így a statisztikai elemzések során az összes mintavételi pont (mindkét mintavételi eljárás típus) esetében ezt a skálát használtuk az egyedszámok megadására: 0 (nincs egyed); 1 (1-9 egyed); 2 (11–99 egyed); 3 (100–999 egyed). Feljegyeztük más halofil növényfajok jelenlétét is. A *P. coronopus* mellett csak tíz egyéb halofitont vontunk be az elemzésekbe, mégpedig azokat a fajokat, amelyek fenológiája lehetővé tette a detektálásukat az összes terepi felmérésünk során. Ezek a következők voltak: *Artemisia santonicum*, *Atriplex tatarica*, *Festuca pseudovina*, *Hordeum hystris*, *Limonium gmelinii* subsp. *hungaricum*, *Podospermum canum*, *Puccinellia distans*, *Spergularia maritima*, *S. rubra*, *S. salina*.

5. táblázat. Az út menti felméréseink részletei.

Régió	Tematikus mintavételi pontok száma	Nem tematikus mintavételi pontok száma	A felmérés ideje	A tematikus megállók közötti távolság (km)
Ciprus	53	0	2020	5
Magyarország	517	91	2013-2019	5
Görögország (kontinentális)	69	0	2019	5
Leszbosz	163	0	2018	2

3.5.3. Az út menti előfordulást befolyásoló tényezők vizsgálata

A hazai mintavételi pontjainkra összegyűjtöttük az adott útszakasz 2018-as évre vonatkozó forgalmi adatait a Magyar Közút online elérhető adatbázisából (www.internet.kozut.hu 2019). A forgalom intenzitása az adott útszakaszon egy nap alatt áthaladó járművek számát tükrözi. A forgalomintenzitás hatásának tesztelésére egy általánosított lineáris kevert modellt (GLMM) és egy lineáris kevert modellt (LMM) építettünk, ahol a *P. coronopus* jelenlétét/hiányát (binomiális eloszlás) és az állomány méretét (poisson hibaeloszlás) használtuk függő változóként. A tengerszint feletti magasság, egyéb halofitonok fajszáma és a forgalom intenzitása pedig magyarázó változóként szerepeltek a modellekben. Ezenkívül random faktorként tettük a modellbe a megyét, ahova a mintavételi pontunk esett és a mintavétel típusát.

Annak tesztelésére, hogy a *P. coronopus* az őshonos vagy az idegenhonos régióban gyakoribb-e az utak mellett, illetve, hogy az előfordulási gyakoriságának magasságbeli változása eltér-e a mediterrán (őshonos) és a magyar (nem őshonos) régiók között, binomiális GLMM-eket építettünk. A modellekben a jelenlétet/hiányt használtuk függő változóként, magyarázó változóként pedig az első modellben csak az előfordulás típusát, második esetben pedig a tengerszint feletti magasságot, az előfordulás típusát (őshonos vagy nem őshonos) és e kettő interakcióját. Emellett építettünk egy LMM-et is, ahol az állomány méretét használtuk függő változóként, és az előfordulás típusát pedig szintén magyarázó változóként. Mindhárom modellben a régiót (Ciprus, Magyarország, Görögország, Lesbosz) és a mintavétel típusát alkalmaztuk random faktorként.

3.5.4. Reprodukív jellemzők vizsgálata és a csíráztatásos kísérlet

A potenciális egyedi magprodukciónak becsléséhez 2020. június 12-én, a 8-as számú főút Veszprém környéki szakaszáról gyűjtöttünk be egyedeket és megszámláltuk az egyedenkénti virágzó hajtások számát, a virágzatonkénti virágszámokat (30 egyeden és 30 virágzatban) és a termésenkénti magok számát.

In vitro csíráztatásos kísérletben vizsgáltuk, hogy a *P. coronopus*-nak van-e szüksége sóra a csírázáshoz, valamint mekkora az a NaCl-koncentráció, amelyen a magok még képesek a csírázásra. A kísérletet 2019. február 25. és 2019. március 10. között végeztük, ehhez a magokat 2018. augusztus 12-én gyűjtöttük az M7-es autópálya Balatonlellel pihenőhelyéről. A kísérletet 1% -os agar-agar táptalajon, Petri-csészékben végeztük, a táptalajok a következő 14 különböző koncentrációban (m/m%) tartalmazták a NaCl-t: 0 (kontroll), 0,15%, 0,30%, 0,45%, 0,60%, 0,75%, 0,90%, 1,05%, 1,20%, 1,35%, 1,50%, 2,00%, 2,50%, 3,00%. Petri-csészénként 50–50 magot (összesen 2100 magot) minden koncentráción háromszoros ismétléssel csíráztattunk. A kísérlet során laboratóriumban, természetes fényviszonyok között tároltuk a Petri-csészéket az ablak közelében, a csírázást pedig 14 napig figyeltük. Az elemzésekhez binomiális GLMM-t használtunk, ahol az egyes magok csírázási eredményét (csírázott/nem csírázott) használtuk függő változóként, és a NaCl koncentráció volt az egyetlen magyarázó változó, amely másodfokú ortogonális polinomként szerepelt. A modellekben random faktorként szerepelt a Petri-csésze azonosítója. Az adatelemzést az R statisztikai környezetben (3.6.3 verzió, R Core Team 2018) végeztük.

4. Eredmények és megvitatásuk

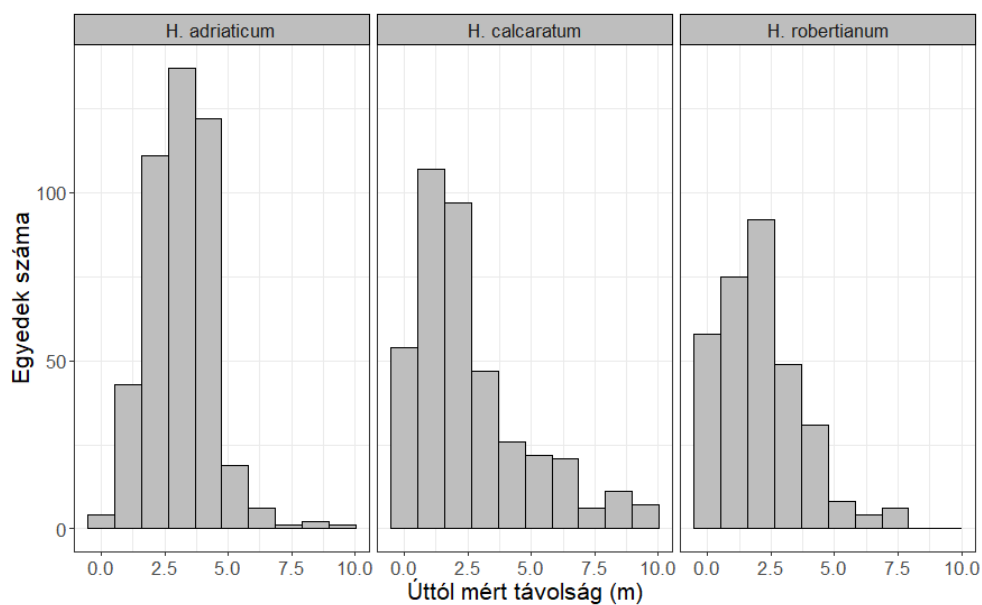
4.1. Útszegélyek, mint a veszélyeztetett sallangvirágok (*Himantoglossum* spp.) élőhelyei

4.1.1. Általános eredmények

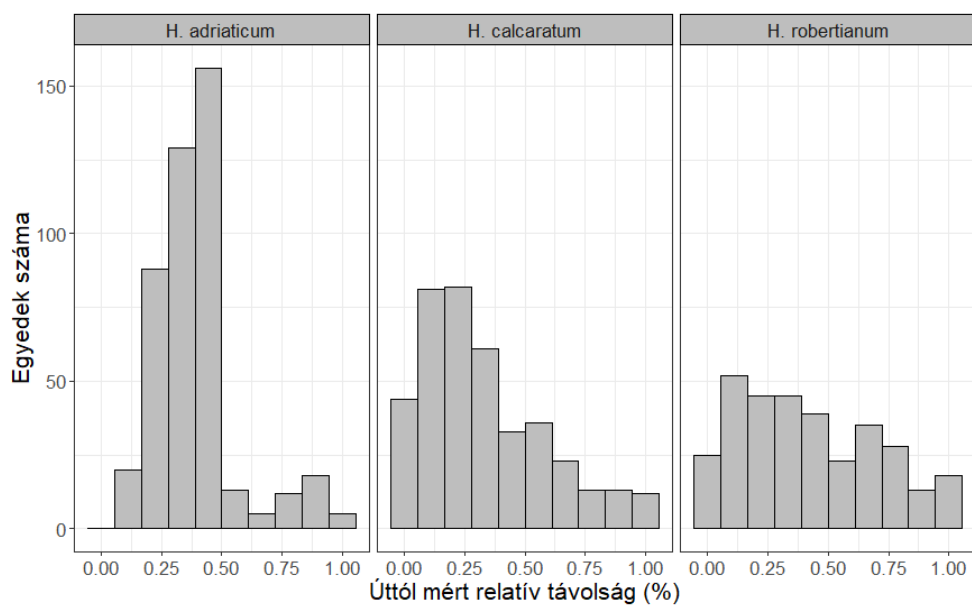
Összesen 1167 *Himantoglossum* példányt találtunk útszegélyeken (446 tő *H. adriaticum*, 398 tő *H. calcaratum* és 323 tő *H. robertianum*). A sallangvirágok útszegélyi élőhelyei 22 és 1291 méteres tengerszint feletti magasság között helyezkedtek el. Az út menti mezsgyék szélessége 1,1 és 10 méter között változott (medián = 9,5 m), a példányok úttól mért abszolút távolsága 0 és 9,5 méter között alakult (medián = 2,5 méter). A fásszárú borítás a sallangvirág példányok között 0 és 100% között alakult, de a legtöbb orchidea alacsony fa és/vagy cserjeborítás alatt fordult elő (medián = 5%).

4.1.2. Az egyedek úttól való távolságai

A példányok úttól mért abszolút távolsága $2,6 \pm 1,7$ méter (átlag \pm szórás), míg a relatív távolság $30 \pm 20\%$ (átlag \pm szórás) volt. Az egyedek előfordulása az abszolút és relatív úttól való távolság tekintetében mindhárom faj esetében szignifikánsan különbözött a hipotetikusan várható egyenletes eloszlástól (6. táblázat, 3. és 4. ábra).



3. ábra. A három vizsgált *Himantoglossum* faj egyedeinek úttól mért abszolút távolsága.



4. ábra. A három vizsgált *Himantoglossum* faj egyedeinek úttól mért relatív távolsága.

6. táblázat. A három vizsgált *Himantoglossum* faj egyedeinek úttól mért távolságának átlagai és az egymintás Kolmogorov-Szmirnov-tesztek p-értékei.

Faj	Abszolút távolság átlaga ± szórása (m)	p-érték	Relatív távolság átlaga ± szórása (%)	p-érték
<i>H. adriaticum</i>	3,1± 1,2	<0,001	39±17	<0,001
<i>H. calcaratum</i>	2,6± 2,1	<0,001	32±24	<0,001
<i>H. robertianum</i>	2,1± 1,6	<0,001	42±28	<0,001

4.1.3. A *Himantoglossum* példányok kondícióját befolyásoló tényezők

A virágok számát szignifikánsan pozitívan befolyásolta a hajtásmagasságuk, és szignifikánsan negatívan a fölöttük lévő fásszárú borítás (**7. táblázat**).

7. táblázat. A virágszámot befolyásoló tényezők teljes és minimál modellje (binomiális GLMM).

	Teljes modell				Minimál modell			
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	3,346	0,104	32,16	<0,001	3,336	0,106	31,36	<0,001
Úttól való távolság	-0,013	0,007	-1,75	0,080				
Tengerszint feletti magasság	-0,002	0,020	-0,10	0,922				
Hajtásmagasság	0,329	0,007	45,67	p<0,001	0,331	0,007	46,71	<0,001
Északi kitettség	-0,018	0,021	-0,84	0,401				
Keleti kitettség	-0,041	0,020	-2,06	0,040				
Déli kitettség	-0,002	0,023	-0,10	0,921				
Nyugati kitettség	-0,033	0,022	-1,48	0,138				
Fásszárú borítás	-0,028	0,007	-4,30	p<0,001	-0,029	0,006	-4,47	<0,001

Az úttól való távolságnak és a tengerszint feletti magasságnak nem volt hatása a hajtás magasságára a minimál modellben. A fásszárú borításnak szignifikáns pozitív hatása volt a hajtásmagasságra. A lejtős pozíciókban a

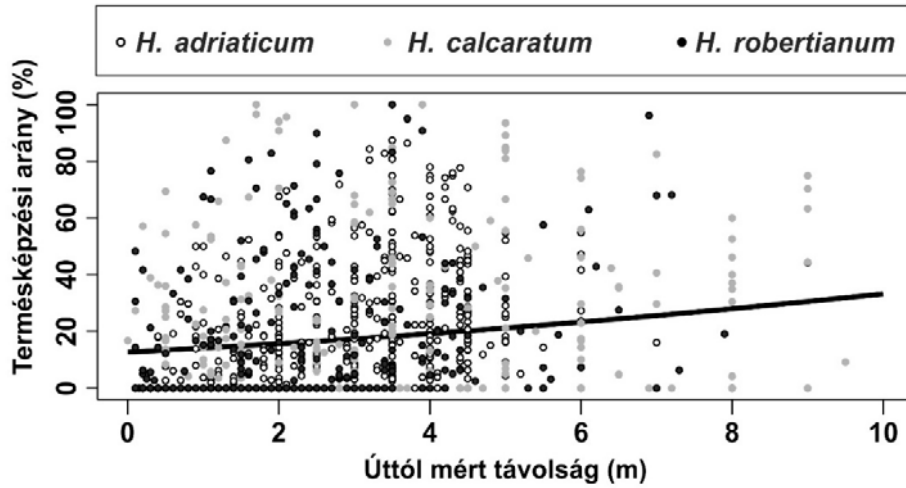
hajtások szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a sík pozíciókban a délies kitettség kivételével (**8. táblázat**). A tengerszint feletti magasságnak nem volt szignifikáns hatása a hajtás magasságára.

8. táblázat. A hajtásmagasságra ható tényezők teljes és minimál modellje (LMM). Az LMM-ben a szignifikanciaszint a t-értékek abszolútértékein alapszik: a $|t| > 2$ paraméterek a 0,05-ös p-értékkel egyenlő szignifikancia szintűek.

	Teljes modell			Minimál modell		
	Becsült érték	SE	t-érték	Becsült érték	SE	t-érték
Intercept	3,88	0,13	29,34	3,88	0,13	29,52
Úttól való távolság	0,00	0,01	0,41			
Tengerszint feletti magasság	0,00	0,02	0,12			
Északi kitettség	-0,12	0,03	-3,82	-0,12	0,03	-3,84
Keleti kitettség	-0,11	0,03	-3,69	-0,11	0,029	-3,69
Déli kitettség	-0,04	0,03	-1,09	-0,03	0,03	-1,06
Nyugati kitettség	-0,11	0,03	-3,58	-0,11	0,03	-3,65
Fásszárú borítás	0,05	0,01	5,53	0,05	0,01	5,54

4.1.4. A reprodukív sikerre ható tényezők

A reprodukív sikert 805 egyed esetében mértük. Az úttól való távolság szignifikáns pozitív hatást gyakorolt a termésképzési arányra a minimál modellben (**5. ábra**). A hajtás magassága hasonlóan pozitív hatást, míg a fásszárú borítás szignifikáns negatív hatást gyakorolt a szaporodási sikerre. A tengerszint feletti magasságnak és a kitettségnek nem volt szignifikáns hatása a reprodukív sikerre (**9. táblázat**).



5. ábra. A három vizsgált *Himantoglossum* faj egyedeinek szaporodási sikere és az úttól mért abszolút távolság közötti összefüggés.

9. táblázat. A termésképzési sikert befolyásoló tényezők teljes és minimál modellje (binomiális GLMM).

	Teljes modell				Minimál modell			
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	-1.81	0.36	-4.95	<0.001	-1.71	0.37	-4.60	<0.001
Úttól való távolság	0.23	0.07	3.56	<0.001	0.24	0.06	3.74	<0.001
Tengerszint feletti magasság	0.12	0.17	0.68	0.499				
Hajtásmagasság	0.39	0.07	5.82	<0.001	0.39	0.07	5.85	<0.001
Északi kitettség	0.12	0.19	0.65	0.517				
Keleti kitettség	0.39	0.17	2.27	0.023				
Déli kitettség	0.16	0.21	0.78	0.438				
Nyugati kitettség	0.04	0.21	0.20	0.843				
Fásszárú borítás	-0.42	0.06	-7.10	<0.001	-0.441	0.06	-7.10	<0.001

4.1.5. Az eredmények megvitatása

A tanulmányban három veszélyeztetett orchideafaj előfordulásait tárgyaltuk kis kiterjedésű, antropogén élőhelyeken nyolc európai ország területén. A közutak szegélyein található gyepfragmentumok ökotonként működnek

(főként a gyepek felől az erdőszélek felé jelentenek átmenetet). Kis versenyképességük miatt az orchideák gyakran fordulnak elő átmeneti, ökoton jellegű élőhelyeken, mint például félszáraz gyepek és erdőszélek (Bray & Wilson 1992, Rai et al. 2010, Duchon 2012, Djordjević et al. 2016, Slaviero et al. 2016). Eredményeink arra utalnak, hogy az útszegélyek megfelelő élőhelyek a sallangvirágok számára, és menedékként szolgálhatnak ezeknek a növényeknek. A közutak szegélyei zavart és izolált élőhelyek, ami negatívan befolyásolhatja a genetikai sokféleséget (Young et al. 1996) és a növények reprodukív sikerét a kevésbé hatékony megporzás és/vagy a pollen gyengébb minősége révén (Jennersten 1988, Lamont et al. 1993). E tényezők miatt az útszegélyeket általában alacsony természetvédelmi értékű, szuboptimális élőhelyeknek tekintik. Korábbi tanulmányok azonban számos veszélyeztetett orchideafaj előfordulását dokumentálták útszegélyeken, például *Anacamptis collina*, *A. laxiflora*, *A. longicornu*, *A. pyramidalis*, *Neottia ovata*, *Ophrys apifera*, *O. bertolonii*, *O. bombyliflora*, *O. speculum*, *O. sphegodes*, *O. tenthredinifera* (Brandes 1998a, 1998b), *Spiranthes hongkongensis*, *Zeuxine strateumatica* (Sun 1997), *Anacamptis morio* (Smith & Cross 2016), and *Ophrys apifera* (Gardiner & Vaughan 2009). Egy ritka cserjefajt (*Grevillea barklyana*) vizsgáló tanulmány kimutatta, hogy bár az utak melletti populációk általában kicsik és izoláltak voltak, az út menti és természetes populációk genetikai változatossága között mégsem volt szignifikáns különbség (Hogbin et al. 1998). Mindezek alapján ezek az élőhelyek jelentős természetvédelmi értékkel rendelkezhetnek.

Nem csak jelen vannak a sallangvirágok az útszegélyeken, de az adatok alapján a véletlenül vártnál közelebb fordulnak elő az utakhoz. Ez a megfigyelés összhangban van Zahariev (2014) korábbi eredményével, aki

Bulgáriában kimutatta, hogy a *Himantoglossum calcaratum* subsp. *jankae* (korábban "*H. caprinum*") egyedei nagy gyakorisággal fordulnak elő aszfaltutak mentén. Az utak közelsége előnyös lehet az orchideák számára, mert itt a növényzet általában kevésbé zárt. Az utak közvetlen szomszédságát rendszeresen kaszálják a közutak fenntartásának kezelése során, a kaszálásnak pedig az orchideákra gyakorolt pozitív hatását több élőhelytípusban is kimutatták (Curtis 1946, Janečková et al. 2006, Sletvold et al. 2010, Smith & Cross 2016). Így az útszegélyek rendszeres kaszálása kulcsszerepet játszhat az orchideák megtelepedésében és a fennmaradásában.

Míg az útszegélyek a *Himantoglossum* fajok számára megfelelő élőhelynek tűnnek, azt is megállapítottuk, hogy az utak közvetlen közelsége negatívan befolyásolja reprodukív sikerüket, mivel a termésképzési arány növekszik az egyedek úttól való távolságával. Eredményeinkre magyarázatot adhatnak egyes vizsgálatok, melyek szerint az út közvetlen közelében lévő két méteres sávban a megnövekedett szennyezés és turbulencia miatt jóval alacsonyabb a pollinátorok denzitása, mint az úttól hét méterre (Phillips et al. 2019, Phillips et al. 2021). Továbbá kimutatták azt is, hogy a megnövekedett szálló por miatt az út menti 1-2 méteres sávban egyes növényfajok egyedei szignifikánsan kevesebb pollent kaptak és jóval alacsonyabb volt a termésképzésük (Waser et al. 2017). Mindezek együttesen azt sugallják, hogy míg az útszegélyek az orchideák számára alkalmas élőhelyek, az utak közvetlen környezete ökológiai csapdákká válhat (viszonylag rossz minőségű élőhelyek, amelyek nagyszámú egyedet vonzanak, de negatív hatással vannak reprodukív sikerükre, Schlaepfer 2002). Bár azt találtuk, hogy az utak közelsége negatív hatást gyakorol az *Himantoglossum* példányok reprodukív sikerére, az a tény, hogy a

sallangvirágoknak jelentős és életképes állományai élnek útszegélyeken, arra utal, hogy ezek az élőhelyek az átalakuló tájban menedékhelyként szolgálhatnak a vizsgált fajoknak.

A hagyományosan kezelt gyepek eltűnőben vannak, de maradványaik fennmaradhatnak közutak szegélyein, azonban megőrzésük a megfelelő kezelésüktől függ (Tikka et al. 2000). Eredményeink is tükrözik ezt, mivel azt találtuk, hogy a fák és cserjék borításának növekedése negatívan befolyásolja a vizsgált fajok reprodukív sikerét és a virágok számát. Ennek hátterében a gyeplakó orchideák által igényelt magas fényintenzitás állhat. A fásszárú fajok dominanciájának növekedése kiszoríthatja az orchideákat, míg az olyan folyamatok, mint a kaszálás vagy a legeltetés, megfelelő feltételeket teremtenek ahhoz, hogy fennmaradjanak és sikeresen szaporodjanak (Janečkova et al. 2006, Sletvold et al. 2010, Slaviero et al. 2016, Kooijman et al. 2016).

4.2. Két antropogén orchidea élőhely összehasonlító elemzése a Mediterráneumban

4.2.1. A három sziget kétféle élőhelyén talált orchideák

A ciprusi, krétai és leszboszi felmérések során összesen 6962 orchidea egyedet találtunk, 1424-et temetőkből és 5538-at az útszegélyeken. Ezek 77 különböző fajhoz tartoztak (<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.5245>, elektronikus függelék, S1 táblázat). A legtöbb orchidea egyedet Krétán (3373 egyed) regisztráltuk, ezt követte Ciprus (2454 egyed), míg a legkevesebb egyedet Leszboszon (1135 egyed). Hasonlóképpen, a legtöbb faj (41 faj) is Krétán fordult elő a két vizsgált élőhelytípusban, majd Cipruson (32 faj), a legkevesebb fajt pedig Leszboszon (31 faj) találtuk. Három nemzetség

(*Anacamptis*, *Ophrys*, *Serapias*) esetében összesen 41 mintavételi ponton a faji szintű azonosítás nem volt lehetséges. A leggyakoribb orchideafajok a *Serapias bergonii*, az *Orchis sancta* és az *Orchis fragrans* voltak. A legtöbb egyedét számláló faj Cipruson a *Himantoglossum robertianum* (331 egyed), Krétán az *O. fragrans* (676 egyed), Lesboszon pedig az *O. sancta* (608 egyed) volt.

4.2.2. Ciprus

Cipruson a temetők 20%-ában találtunk orchideákat (**6. ábra, 10. táblázat**). A leggyakoribb faj Cipruson a *H. robertianum* volt, amely a meglátogatott temetők 7% -ában jelen volt. A temetőkben a legnagyobb egyedszámban az *Ophrys flavomarginata* (150 egyed) és az *Orchis collina* (102 egyed) képviseltette magát.

A ciprusi útszegélyeken 120 tematikus mintavételi pontból 27 helyen találtunk orchideákat (**6. ábra, 10. táblázat**). Nem tematikus mintavétel során 31 faj 1034 egyedét detektáltuk az útszegélyeken. A ciprusi útszegélyeken a leggyakoribb faj a *H. robertianum* (307 egyed) volt, amely a mintavételi pontok 31%-ában jelen volt. A két másik legtöbb egyeddel jelen lévő faj a *S. bergonii* (276 egyed) és az *Ophrys alasiatica* (230 egyed) voltak.

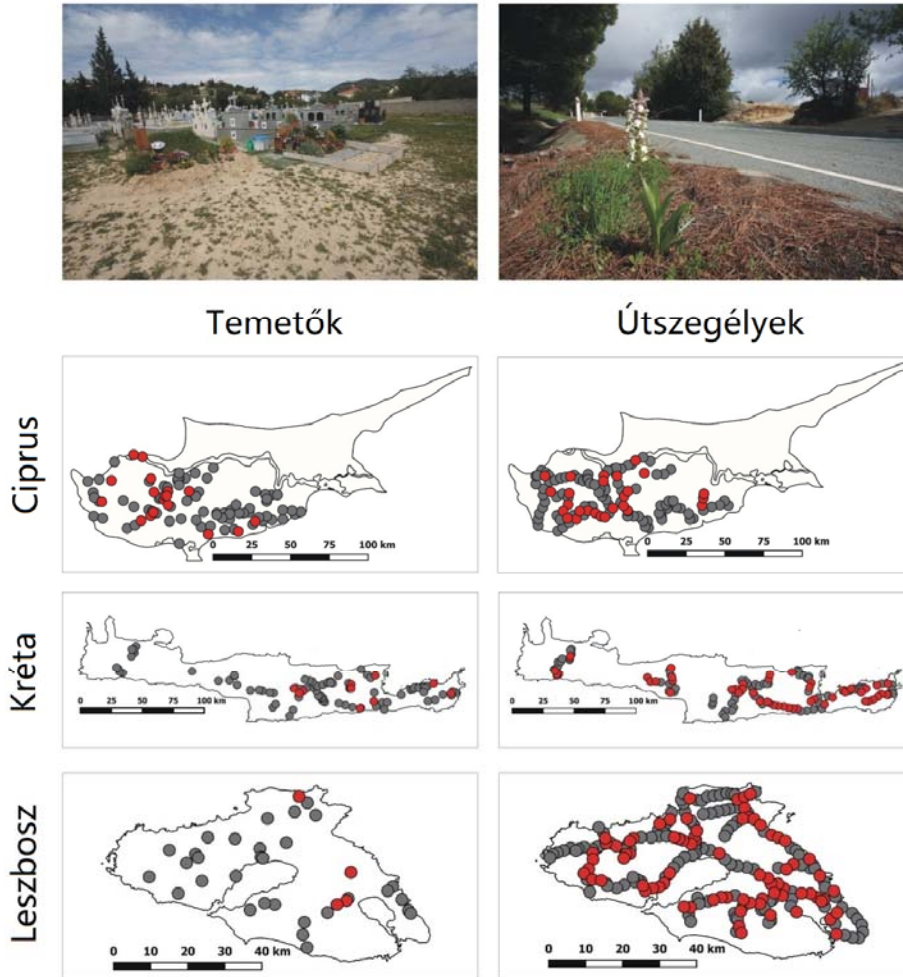
4.2.3. Kréta

Krétán a vizsgált temetők 12%-ában találtunk orchideákat (**6. ábra**). A leggyakoribb fajok az *Ophrys sicula*, *Orchis italica* és az *Orchis papilionacea* voltak, amelyek a meglátogatott temetők 3%-ában jelen voltak. A legnagyobb egyedszámban az *O. fragrans* (500 egyed) és a *S. bergonii* (276 egyed) voltak jelen. Az útszegélyeken a 120-ból 51 tematikus mintavételi helyen találtunk orchideákat (**6. ábra**). Krétán 58 nem tematikus

mintavételi ponton 39 faj 1184 egyedét regisztráltuk. A krétai útszegélyek leggyakoribb faja a *S. parviflora* volt, amely a mintavételi pontok 47%-ában volt jelen. A *S. bergonii* (354 egyed), az *O. collina* (254 egyed) és a *H. robertianum* (230 egyed) képviselték magukat a legnagyobb egyedszámban az útszegélyeken. A krétai temetők és útszegélyek további jellemzői a **10. táblázatban** olvashatók.

4.2.4. Leszbosz

Leszbosz szigetén a meglátogatott temetők 11-ében találtunk orchideákat (**6. ábra**). Az *O. sancta* volt a sziget temetőinek leggyakoribb faja, 30 egyeddel képviseltette magát és a meglátogatott temetők 8%-ában jelen volt. A tematikus mintavétel során az útszegélyeken a 204-ből 76 helyen találtunk orchideákat (**6. ábra, 10. táblázat**). 14 nem tematikus mintavételi helyen 22 faj 279 egyedét regisztráltuk. Leszboszon az útszegélyek leggyakoribb faja az *O. sancta* volt (578 egyed), amely a mintavételi pontok 28%-ában jelen volt. A két másik legnagyobb egyedszámban jelenlévő faj a *Serapias parviflora* (184 egyed) és az *Ophrys sicula* (148 egyed) voltak.



6. ábra. A vizsgált temetők és az útszegélyek tematikus mintavételi pontjai Cipruson, Krétán és Leszboszon. A szürke pontok az orchideák nélküli helyeket, míg a pirosok azokat a mintavételi pontokat jelzik, ahol jelen voltak orchideák.

10 táblázat. A temetők és tematikusan mintázott útszegélyek összehasonlítása a három szigeten.

	Ciprus		Kréta		Leszbosz	
	Temető	Útszegély	Temető	Útszegély	Temető	Útszegély
Mintavételi pontok száma	89	120	90	120	35	204
Orchideás mintavételi pontok aránya	20%	23%	12%	42%	11%	37%
Átlagos fajszám	0,11	0,16	0,14	0,28	0,09	0,11
Átlagos egyedszám	6,02	4,84	9,41	11,18	1	3,98
Teljes fajszám	10	20	13	34	3	23
Teljes egyedszám	542	581	847	1342	35	812
A fajszám a sziget orchideaflórájának fajszámához viszonyítva	19%	38%	19%	49%	5%	39%

4.2.5. A három szigetre vonatkozó általános elemzések

A GLMM-ek azt mutatták, hogy a mintavételi pontok területének növekedésével mind a fajok, mind az egyedek száma szignifikánsan nő (**11. táblázat**). Ezenkívül szignifikáns különbséget tapasztaltunk a mintavételi helyek típusai (temető vagy útszegély) között, az orchideák faj- és egyedszámának tekintetében is. Ez utóbbi eredmény azt mutatja, hogy az útszegélyek a temetőknél lényegesen fajgazdagabb és tömegesebb orchidea közösségeket tartanak fent.

A temető különböző jellemzőinek az orchideák megtelepedési sikerében betöltött szerepét tekintve eredményeink az erdő és a gyep borításának fontosságára világítottak rá. A fákkal borított terület szignifikáns pozitív hatást gyakorolt a fajok számára, míg a gyepes terület marginálisan szignifikáns pozitív hatással volt a fajszámra. A betonborítás pedig szignifikáns negatív hatással volt a temetők orchideáinak egyedszámára (**12. táblázat**).

11. táblázat. Az terület és az élőhely típusának (temető/útszegély) hatása az orchideák faj- és egyedszámára.

Egyedszám				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	2,36	0,40	5,91	<0,001
Terület	0,68	0,16	4,25	<0,001
Útszegély	2,24	0,50	4,45	<0,001
Fajsám				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	-0,93	0,32	-2,93	0,003
Terület	0,31	0,12	2,54	0,011
Útszegély	1,93	0,36	5,43	<0,001

12. táblázat. A temetők orchideáinak faj- és egyedszámára ható tényezők minimál modelljei.

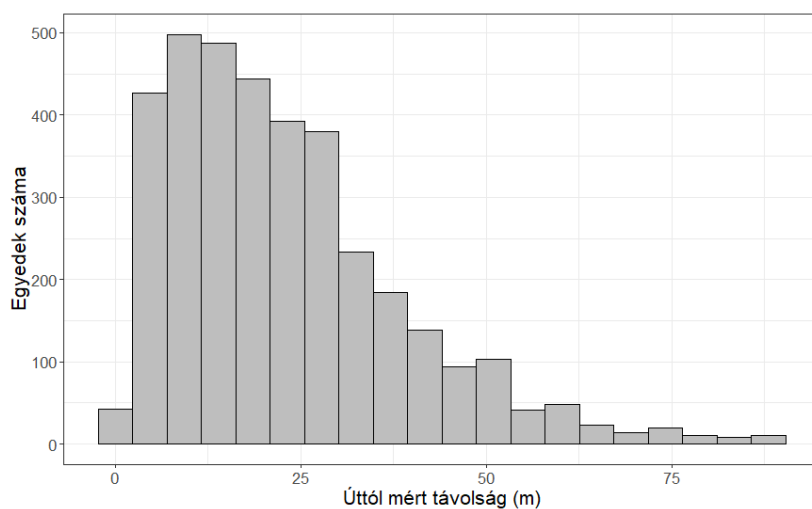
Egyedszám				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	0,94	0,35	2,72	0,007
Teljes terület	0,57	0,22	2,64	0,008
Betonnal borított terület	-0,81	0,39	-2,07	0,038
Fajsám				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	-1,58	0,20	-8,04	<0,001
Teljes terület	0,28	0,15	1,89	0,059
Fákkal borított terület	0,37	0,18	2,09	0,037
Gyepvel borított terület	0,39	0,20	1,95	0,051

Az útszegélyek esetében a lejtőszög szignifikáns negatív hatással volt az orchideák egyed- és fajsámára (**13. táblázat**).

13. táblázat. Az útszegélyek orchideáinak faj- és egyedszámára ható tényezők minimál modelljei.

Egyedszám				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	4,36	1,11	3,94	<0,001
Teljes terület	0,50	0,23	2,12	0,034
Lejtőszög	-0,33	0,12	-2,73	0,006
Fajszám				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	4,36	1,11	3,94	<0,001
Teljes terület	0,50	0,23	2,12	0,034
Lejtőszög	-0,33	0,12	-2,73	0,006

Megállapítottuk, hogy a mintavételi pontjaink településektől közúton és légvonalban mért távolsága nem befolyásolta az orchidea egyedek ($t = 0,234$, $-0,302$, $p = 0,815$, $0,762$, $df = 777$) és fajok ($t = 0,256$) számát ($t = 0,256$, $0,056$, $p = 0,798$, $0,955$, $df = 777$).



7. ábra. Az orchidea egyedek úttól való távolságainak eloszlása.

Az orchideák térbeli eloszlása az útszegélyeken nem követte a hipotetikus egyenletes eloszlást a három sziget egyikén sem (Ciprus $D = 733380$, Kréta $D = 6581$, Leszbosz $D = 0.05883$, mindhárom esetben $p < 0.001$, Kolmogorov-Szmirnov tesztek). Az egyedek nem véletlenszerűen fordultak elő, hanem az utak szegélyéhez közelebb helyezkedtek el. (7. ábra).

4.2.6. Az eredmények megvitatása

Vizsgálatunk rávilágított arra, hogy az orchideák jelentős egyedszámban és faji változatosságban vannak jelen ezen kevésbé vizsgált antropogén élőhelyek két típusában a három mediterrán szigeten. Felméréseink során összesen 77 orchidea fajhoz tartozó csaknem 7000 egyedet találtunk, ami arra utal, hogy a temetők és az útszegélyek számos orchideafaj számára fontos élőhelyek. Habár a temetők más mediterrán régiókban ténylegesen menedékként funkcionálnak orchideák számára (Löki et al. 2015), a vizsgált szigeteken az intenzív fenntartásuk, kezelésük miatt e szerepet nem tudtuk igazolni. Ezért a vizsgált szigeteken az útszegélyek fontosabb szerepet játszanak az orchideák megőrzésében, mint a temetők. A tény, hogy más régiókban a temetők az orchideák fontos menedékhelyei, azt mutatja, hogy fontos e városi élőhelyek természetesebb módon történő kezelése.

A temetők kezelésének és fenntartásának intenzívebbé válása kulturális és vallási okokra is visszavezethető. Egy korábbi tanulmány kimutatta az orchideák sokféleségében mutatkozó különbségeket a mediterrán keresztény és muszlim temetők között (Molnár V. et al. 2017a). Egy másik tanulmány megerősíti a muszlim temetők fontosságát a mediterrán orchideák megőrzésében (Löki et al. 2015). Tehát részben az általunk vizsgált szigetek (főként keresztények) és a korábbi vizsgálatok közötti vallási különbségek magyarázhatják az itt közölt alacsonyabb egyedszámot és faji

változatosságot (Molnár V. et al. 2017a). Ismert ugyanis, hogy a vallási különbségek meghatározzák a temetők számos biotikus és abiotikus tulajdonságát. Molnár V. et al. (2017a) tanulmányukban kimutatták, hogy a muszlim temetők lényegesen nagyobbak voltak, mint a keresztények, nagyobb volt bennük a gyepek területe és kisebb a sírokkal borított terület aránya. Ennek eredményeként a muszlim temetkezési helyek természetesebb és eredendően védett helyeket képviselnek (Hadi et al. 2014), így fontos szerepet játszanak az őshonos növényvilág fenntartásában (Rahman et al. 2007, Hadi et al. 2009).

A temetkezési helyek modern kezelése gyakran magában foglalja a gyomirtók használatát, a nagy emlékművek építését és a sírok nagy márványkövekkel vagy betonnal való befedését, s a fák kivágását gyakorlatilag minden élő szervezet kizárásával. A temetők fenntartási gyakorlatának intenzívebbé válása nem pusztán vallási okoknak tulajdonítható, hanem mind a társadalmi modernizációnak, mind pedig a nyugati, természettől egyre távolodó kultúrák átvételének is erős hatása van (Plumwood 2007). Számos tanulmány kiemelte, hogy a fenntartási gyakorlatok intenzívebbé válása kedvezőtlen folyamatokhoz vezet, amelyek végül hozzájárulnak a biológiai sokféleség csökkenéséhez, és csökkentik a temetők természetvédelmi jelentőségét. (Stowe et al. 2001, Kowarik et al. 2016). A temetők bizonyos esetekben olyan élőhelyeket jelentenek, ahol évszázadok óta jelen vannak az őshonos növényzet maradványai, a viszonylag állandó környezetet biztosító megfelelő, természetkímélő kezelési gyakorlat miatt (Molnár V. et al. 2017c).

Eredményeink megerősítik a kezelési intenzitás fent említett hatásait is, mivel az egyes temetők vizsgált jellemzői közül az erdő, a beton és a gyepek által borított terület volt a legfontosabb prediktora a temetőkben az

orchideák egyedsűrűségének és fajgazdagságának. Az erdő- és gyepterület növekedése, valamint a betonnal borított terület csökkenése a temetőben az orchideák nagyobb fajgazdagságával és egyedsűrűségével járt együtt. Amikor az olyan zöld élőhelyfoltok területe csökken, mint az erdőké vagy a gyepeké, és a betonterület nő, az orchideák számára megfelelő élőhelyek eltűnnek, ami végül az orchideák egyedsűrűségének és sokféleségének csökkenéséhez vezet. Következésképpen a temetőben ezen zöld területek megőrzése kulcsfontosságú szerepet játszhat az őshonos növényvilág megőrzésében.

Eredményeink rávilágítottak arra, hogy az útszegélyek jóval magasabb természetvédelmi potenciállal bírnak a három mediterrán szigeten, mint a temetők, mivel ezek szignifikánsan több orchidea egyedet és fajt tartanak fent. Felméréseink során a mediterrán útszegélyeken számos vörös listás orchideafajt találtunk. Ide tartozik a nem fenyegetett státuszú *Orchis sancta* és *Epipactis veratrifolia*, a mérsékelten fenyegetett *Ophrys kotschyi*, valamint a sebezhető *Orchis boryi* is (IUCN 2018). Számos oka van annak, hogy az orchideák inkább az útszegélyeket választják élőhelyként. Például a legtöbb orchideafaj gyenge versenyképessége miatt általában az újonnan létrehozott szabad felszíneket (ilyenek az útbevágások) tudja kolonizálni, ahol az erősen kompetitív növényfajok, valamint a fák és cserjék borítása alacsony (Jersáková & Malinová 2007).

Úgy tűnik, hogy az útszegélyek többféle környezeti igényű orchideafaj számára is alkalmas élőhelyek lehetnek, de néhány jellemzőjük negatívan befolyásolja fajmegőrző képességüket. Vizsgálatunk alapján a meredek lejtők szignifikáns negatív hatást gyakoroltak az orchideák egyed- és fajsámára. Ez az eredmény az útszegélyek hidrológiai tulajdonságaival lehet összefüggésben. Az útszegélyek meredek lejtői intenzívebb

napsugárzásnak vannak kitéve, és gyorsabban elfolyik róluk a csapadékvíz, ezért a talaj itt könnyebben és hamarabb kiszárad (Bochet & García-Fayos 2004).

A temetők és az útszegélyek egyedi jellemzőin túl más folyamatok, például az urbanizáció is hatással lehetnek az orchideák sokféleségére és egyedsűrűségére ezeken az élőhelyfoltokon. Manapság az urbanizáció az egyik legjelentősebb veszélyeztető tényező a biológiai sokféleségre világszerte, ami élőhelyvesztéssel, az élőhelyek feldarabolódásával és végső soron a sokféleség csökkenésével jár (Czech et al. 2000). Az urbanizáció gyakran az élőhelyek fizikai változását okozza, ideértve az emberi népesség és az utak sűrűségének növekedését, a levegő és a talaj szennyezését, a „hősziget” hatást vagy a talaj tömörödését (McKinney 2002). Ezzel szemben azt tapasztaltuk, hogy a mintavételi pontjaink településekhez való közelsége sem az orchideák egyed- sem pedig fajszámára nem volt szignifikáns hatással a három vizsgált mediterrán szigeten.

Ugyanakkor más antropogén tevékenységek, például útszegélyek kaszálása, is hozzájárulhatnak az orchideák túléléséhez az utak közvetlen közelében. Ezt megerősítették azok az eredményeink, melyek azt mutatták, hogy az orchideák nagyobb egyedszámban vannak jelen az út szegélyéhez közelebb és csökken az egyedsűrűség az úttól való távolság növekedésével. Az utak közelsége előnyös lehet az orchideák számára, mivel az utak közvetlen közelében az útkezelés részeként rendszeres a kaszálás, amelyről ismert, hogy más élőhelyeken is pozitív hatással van az orchideák előfordulására (Janečková et al. 2006). Ennek oka, hogy a növényzet itt általában kevésbé zárt, így a kevésbé versenyképes, nagy fényintenzitást igénylő fajok, mint az orchideák, számára ez a sikeres szaporodás kulcsa (Janečková et al. 2006, Sletvold et al. 2010, Smith & Cross 2016). Bár az út

közelsége negatívan befolyásolhatja a szaporodási sikert, úgy tűnik, hogy az útszegélyek mégsem bizonyulnak ökológiai csapdának az orchideák számára (Fekete et al. 2017).

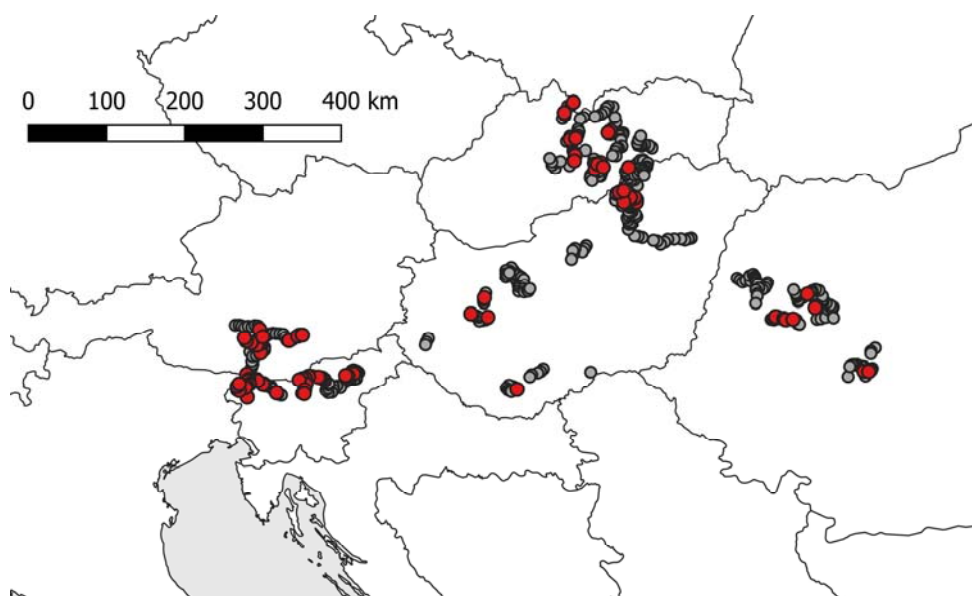
4.3. A környező táj hatása az útszegélyekre, mint orchidea élőhelyekre

4.3.1. Általános eredmények

Az öt vizsgált országban 465 tematikus mintavételi pontból 83 helyen találtunk orchideákat (**8. ábra**). Az orchideás mintavételi pontok aránya Szlovéniában volt a legmagasabb, Magyarországon pedig a legalacsonyabb (**14. táblázat**). Összesen 41 nem tematikus mintavételi ponton 23 orchideafaj 416 egyedét találtuk meg. A két típusú mintavétel során pedig 27 fajhoz tartozó 2272 orchidea egyedét találtunk (ezek közül 324 egyed nem sikerült azonosítani faji szinten az *Epipactis* és *Platanthera* nemzetségekből). Magyarországon a hazai orchideafajok (71 faj, Molnár V. & Csábi 2021) közel húsz százalékát megtaláltuk az útszegélyeken.

14. táblázat. A tematikus mintavételi pontok arányának, faj-és egyedszámainak összesítése az öt vizsgált országban.

Ország	Orchideás mintavételi pontok aránya	Fajsám	Egyedszám
Ausztria	30%	10	940
Magyarország	9%	14	343
Románia	12%	10	351
Szlovákia	15%	10	288
Szlovénia	38%	10	289

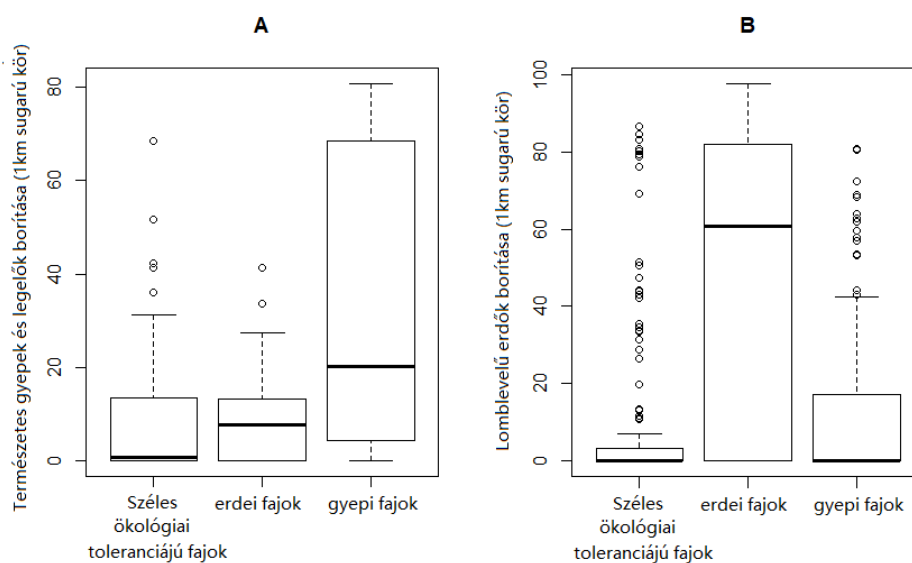


8. ábra. A tematikus mintavételi pontok eloszlása a vizsgált országokban. A fekete pontok azokat a tematikus pontokat jelölik, ahol jelen voltak orchideák, míg a fehér pontok azokat a helyeket, ahol nem voltak jelen orchideák

A leggyakoribb faj a *Dactylorhiza fuchsii* volt 801 egyeddel, az öt országból négyben jelen volt az utak szegélyén. Ezt követte a *Gymnadenia conopsea*, melynek 320 egyedét találtuk három vizsgált országban. A *Neottia ovata* volt az egyetlen faj, amely mind az öt országban megtalálható volt, összesen kilenc mintavételi ponton 67 egyeddel (elektronikus függelék S2 táblázat: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.6920>). A két legritkább taxon a lokálisan elterjedt *Gymnadenia* × *suaveolens* és a *Gymnadenia lithopolitanica* voltak. A vizsgálatok során talált fajok között összesen 14 gyepi, hét erdei és hét széles ökológiai toleranciával jellemzett faj volt.

A nem tematikus mintavételi protokoll felhasználásával Ausztria két mintavételi pontján 4 faj 23 egyedét találtuk, köztük a ritka és lokális *G. lithopolitanica*-t. Hazánkban 23 faj 272 egyede került elő utak mentéről 33

Az 1 km sugarú körben a természetes gyepek és legelők borítása szignifikáns pozitív hatást gyakorolt a gyepi fajok (**10. A ábra**) és a gyepi fajok egyedeinek számára (**15. táblázat**). A cserjések mindkét változóra pozitívan hatottak, de az egyedszám esetében marginális volt a szignifikancia. A lomblevelű erdők borítása mind az erdei orchideafajok számára (**10. B ábra**), mind az ezekhez tartozó egyedszámra szignifikáns pozitív hatással volt. A 10 km-es sugarú körben végzett elemzések hasonló eredményeket mutattak (<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/ece3.6920>, elektronikus függelék S3. táblázat).



10. ábra. A) A természetes gyepek és legelők borítása 1 km-es sugarú körben a három csoportban. **B)** A lomblevelű erdők borítása 1 km-es sugarú körben a három csoportban.

15. táblázat. A táji változók hatása a teljes faj- és egyedszámra, illetve a különböző környezeti igényű csoportok faj- és egyedszámaira (a minimál modellek eredményei).

Teljes fajszám					Teljes egyedszám			
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	-1,00	0,33	-3,07	0,002	2,60	1,85	1,41	0,160
Urbán területek	-0,80	0,23	-3,45	0,001	-1,58	0,51	-3,09	0,002
Mezőgazd. területek	-0,66	0,15	-4,44	<0,001	-0,65	0,26	-2,49	0,013
Term. gyepek és legelők	-0,27	0,10	-2,67	0,008				
Lomblevelű erdők	-0,24	0,12	-1,98	0,048				
Cserjések					0,17	0,09	1,99	0,047
Fél-mezőgazd. területek	-0,19	0,11	-1,69	0,091				
DF=488 RMSE=2,374, R ² c=0,602					DF=490 RMSE=3,825, R ² c=0,999			
Gyepi fajok száma					Gyepi fajok egyedszáma			
Intercept	-2,55	0,53	-4,81	<0,001	-1,27	0,69	-1,85	0,065
Urbán területek					-1,56	0,83	-1,89	0,060
Term. gyepek és legelők	0,40	0,15	2,60	0,010	0,73	0,15	4,89	<0,001
Cserjések	0,18	0,11	1,66	0,097	0,51	0,12	4,16	<0,001
Gyér veg. területek	0,14	0,07	1,94	0,053				
Vegyes erdők	0,42	0,17	2,46	0,014				
DF=489 RMSE=7,321, R ² c=0,999					DF=490 RMSE=15,890 R ² c=0,999			
Erdei fajok száma					Erdei fajok egyedszáma			
Intercept	-1,05	2,69	-0,39	0,696	-1,01	0,45	-2,25	0,025
Urbán területek	-0,80	0,47	-1,71	0,088				

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Lomblevelű erdők	0,70	0,20	3,48	<0,001	0,84	0,20	4,20	<0,001	
	DF=491 RMSE=6,264, R ² c=0,418				DF=492, RMSE=3,437, R ² c=0,987				
	Széles ökológiai toleranciájú fajok száma				Széles ökológiai toleranciájú fajok egyedszáma				
Intercept	-2,03	0,38	-5,31	<0,001	12,00	12,39	0,97	0,333	
Urbán területek	-0,94	0,30	-3,15	0,002	-2,18	0,90	-2,44	0,015	
Mezőgazd. területek	-0,83	0,20	-4,20	<0,001	-0,70	0,30	-2,31	0,021	
Term. gyepek és legelők	-0,55	0,14	-3,99	<0,001	-0,76	0,18	-4,34	<0,001	
Lomblevelű erdők	-0,58	0,16	-3,73	<0,001					
Vegyes erdők	-0,24	0,11	-2,17	0,031	-0,68	0,25	-2,77	0,006	
	DF=488 RMSE=3,027, R ² c=0,081				DF=489 RMSE=19,601, R ² c=0,999				

Megállapítottuk, hogy az urbán és mezőgazdasági területek, a természetes gyepek és legelők, valamint a vegyes erdők borítása szignifikáns negatív hatást gyakorol a széles ökológiai toleranciával rendelkező fajok és egyedek számára.

4.3.3. Az eredmények megvitatása

Átfogó terepi felméréseink során 27 különböző orchideafaj több, mint 2000 egyedet találtuk az utak mentén. Ez önmagában arra utal, hogy az útszegélyek fontos élőhelyeket jelentenek az orchideák számára Közép-Európában, Európa más régióihoz hasonlóan (Fekete et al. 2017, 2019). Ezenkívül számos ritka orchidea taxont regisztráltunk az útszegélyeken, mint a *Gymnadenia ×suaveolens* Ausztriában, vagy az *Orchis mascula* Szlovákiában, amely mérsékelten fenyegetett státuszú az ország vörös listája

szerint (Turis et al. 2014). Dokumentáltuk továbbá a szintén mérsékelten fenyegetett státuszú (Király 2007) *Platanthera chlorantha* előfordulását egy hazai útszegélyen. Felméréseink összességében azt mutatják, hogy az útszegélyek alkalmas élőhelyek lehetnek olyan veszélyeztetett fajok számára is, mint a *G. lithopolitana* (Rankou 2011). Úgy tűnik a széles ökológiai toleranciával rendelkező fajok, mint a *D. fuchsii* találtak meg leginkább létfeltételeiket az útszegélyeken, mivel ez a faj képviseltette magát a legnagyobb egyedszámban.

Hazánkban közel fele-fele arányban fordulnak elő erdei (hazai fajok 41%-a) és gyepi fajok (hazai fajok 46%-a) (a tanulmányban alkalmazott kategorizálás alapján), továbbá a mintavételi pontjaink körüli egy km sugarú körben átlagosan kétszer akkora volt az erdő borítás (24%), mint a gyepborítás (12%). Mindezek ellenére az itt felmért útszegélyek csaknem kétszer annyi gyepkehez kötődő orchideafajnak adtak otthont, mint erdei fajnak, ami nagy valószínűséggel az utak kezelési gyakorlatával magyarázható, vagyis az utak rendszeres kaszálásával. Ez utóbbi miatt az útszegélyek növényzete általában kevésbé zárt, továbbá más élőhelytípusok esetén ismert, hogy a kaszálásnak pozitív hatása van a gyepkehez kötődő orchideafajokra (Curtis 1946, Janečková et al. 2006, Sletvold et al. 2010, Smith & Cross 2016). Az erdőkhöz kötődő orchideafajok a vizsgált utak mentén több, mint 200 egyeddel képviseltették magukat. Ez arra utal, hogy annak ellenére, hogy ezek a fajok kevésbé alkalmazkodtak a rendszeres kaszáláshoz, mégis képesek megtalálni a létfeltételeiket ezeken az antropogén élőhelyeken.

A többváltozós modelljeink rámutattak a mezőgazdasági és urbán területek orchideák abundanciájára és sokféleségére gyakorolt negatív hatására. Egy korábbi tanulmányban már beszámoltak róla, hogy a környező

tájmátrix szignifikáns hatással van az utak menti élőhelyek fajösszetételére (Tikka et al. 2000). Ezenkívül kimutatták azt is, hogy az ilyen jellegű vonalas tájfragmentumokon a fajgazdagság csökken a féltermészetes élőhelyektől való távolság növekedésével (Cousins & Lindborg 2008). Egy vízelvezető csatornákat tárgyaló tanulmány kimutatta, hogy a természetes gyepek közelsége növelte az utólag helyreállítás céljából betemetett csatornák természetvédelmi értékét, ami szintén arra utal, hogy az ilyen másodlagos élőhelyek növényzete nagymértékben függ a környező táj összetételétől (Valkó et al. 2017).

Megállapítottuk, hogy a gyepi fajok többnyire azokon az útszegélyeken vannak jelen, ahol megfelelő gyepek vagy legelők található az útszegély közelében, míg az erdei fajok gyakoribbak azokon az útszegélyeken, ahol erdők vannak a környező tájban. Fontos megjegyezni, hogy az útszegélyeket nagymértékben befolyásolja a környező tájban végzett mezőgazdasági tevékenység (pl. műtrágyák és herbicidek használata) (van Dorp 1996), így a tápanyagban szegény ökoszisztémák fajai (ilyenek az orchideák is) számára nem feltétlenül tud közvetlenül ökológiai folyósként működni az útszegély a rosszabb minőségű foltok miatt (van Dorp et al. 1997, Thiele et al. 2018). Ilyen körülmények között az egy-egy értékesebb növényzetű folt az útszegélyen inkább menedékhelyként szolgál (van Dorp 1996, van Dorp et al. 1997). Azonban az orchideák mikroszkopikus, szél által hatékonyan terjedő magjaik révén nagy távolságokra képesek terjedni (Arditti & Ghani 2000), megkönnyítve ezzel az új, alkalmas élőhelyfoltok hatékony kolonizálását az útszegélyeken. Ez összhangban áll egy másik vizsgálattal, amely szerint az ökológiai folyosók tényleges, közvetett használata többnyire olyan növényfajok esetében gyakori, melyek magjai nem képesek a hosszú távú terjedésre (Thiele et al. 2018).

E féltermészetes élőhelyek keskeny töredékeinek védelmi értéke világszerte egyre inkább felértékelődik (Hopper et al. 1990, Melman & Verkaar 1991, Rytteri & Kettunen 1997, Bernes et al. 2017, Niu et al. 2019), és bizonyos régiókban „kiemelt tudományos érdeklődésű területekként” (Sites of Special Scientific Interest) tartják számon őket (Parr & Way 1988).

Összességében egyértelművé vált, hogy az orchideák képesek kolonizálni az útszegélyeket a környező tájból, de fennáll annak a lehetősége, hogy a kolonizáció fordítva is előfordulhat, ami megkönnyítheti az utak melletti degradált gyepek természetes helyreállítását. Sőt, a megfelelően kezelt őshonos növényzetű útszegélyek hozzájárulhatnak a megporzó rovarok megőrzéséhez, ami a jelenlegi globális megporzási válság idején kiemelten fontos (Hopwood 2008, Wojcik & Buchmann 2012, Hopwood et al. 2015). Sok orchidea faj specialista, a specialista fajok eltűnése pedig funkcionális homogenizációhoz vezet az ökoszisztémákban, hozzájárulva ezzel a biodiverzitás csökkenéséhez (Clavel et al. 2010). Tehát az orchideák lehetnek az általános állapotjelzői az útszegélyi növényzet ökológiai állapotának. Figyelembe véve továbbá a féltermészetes élőhelyek csökkenésének tendenciáit világszerte, lehetséges, hogy az útszegélyek fontos menedékhelyként fognak szolgálni, amely elősegítheti a növényzeti sokszínűség fenntartását.

4.4. Egy tengerparti növényfaj: a *Cochlearia danica* L. közutak mentén való terjedése

4.4.1. Az európai terjedés és a hazai előfordulások jellemzése

A faj Európában a következő országok tengerparti élőhelyein őshonos: Belgium, Dánia, Egyesült Királyság, Franciaország, Finnország, Hollandia, Írország, Németország, Norvégia, Portugália, Oroszország, Spanyolország,

Svédország, de zavart szárazföldi élőhelyeken is megtalálható (Tutin et al 1993). Az Egyesült Királyságban számos tengerparti élőhelyen előfordul, például sziklahasadékokban, egyéves, ruderalis közösségekben, tengerparti réteken, sós mocsarakban és homokdűnéken (Fitter & Peat 1994). A Brit-szigeteken kívül 1986 és 2016 között nyolc európai országban dokumentálták a *C. danica* út menti előfordulását. A szakirodalmi keresés során 63 előfordulást találtunk, amelyek közül 44-et autópályák mentén, 13-at főútvonalak mentén és négyet mellékutak mentén regisztráltak (két előfordulásról nem álltak rendelkezésre pontos helyadatok). Az előfordulások részleteit megjelent publikáció elektronikus függeléke tartalmazza (<http://www.preslia.cz/appendix.html#2018fekete>).

Néhány tanulmány megemlítette, hogy a faj alacsonyabb kategóriájú utak mentén is elterjedt (Zonderwijk 1996, Jagel & Gausmann 2009, Klug 2012). A faj legmagasabb előfordulása 700 m tengerszint feletti magasságban (Ausztria), a legalacsonyabb pedig –4 m-en (Németország) volt. Az 1990-es évek közepén Európában csak néhány útszegélyi előfordulás volt ismert, 2017-re ez a szám elérte a 63-at (**11. ábra**). Csak egy tanulmányt találtunk, mely a populációmérettel kapcsolatos információt tartalmazott, ez öttől 100 egyedig terjedő populációméretről ír, mely a közelmúltban való kolonizációra utalhat (Ducháček et al. 2017).

Irodalmi áttekintésünk alapján a következőképpen követhetjük nyomon a *C. danica* terjedését a kontinentális Európa úthálózata mentén. A faj útszegélyen való dokumentálásának legkorábbi időpontja 1986 volt, ebben az évben Hollandiában és Németországban is megfigyelték. A holland és egy német (Emden 2008) út menti előfordulás a tengerparthoz legközelebb eső előfordulások, a két legtávolabbi település (Franciaország, Saint-Aubin-sur-Gaillon, A13 - Magyarország, Ártánd, E60) egymástól való távolsága

1866 km, észlelésük között eltelt idő 30 év. Az első ismert osztrák (Pöchlarn) és legkeletibb magyarországi előfordulás (Ártánd) távolsága 589 km, észlelésük között eltelt idő 9 év. Ezen információk alapján a faj terjedési sebessége az európai közutak mentén körülbelül 62–65 km / év.



11. ábra. A *Cochlearia danica* út menti előfordulásai az áttekintett szakirodalom és saját megfigyeléseink alapján.

A fajt 2016-ban négy helyen regisztráltuk Magyarországon (**16. táblázat**), autópályák és főútvonalak szegélyein (**12. A ábra**). A *C. danica* egybefüggő foltjai (**12. B ábra**) az úttól átlagosan $0,95 \pm 0,66\text{m}$ és $1,65 \pm 0,75\text{m}$ -re lévő sávban helyezkedtek el. A szórványosan előforduló, úthoz legközelebbi egyedek úttól való távolsága (**12. C ábra**) 0 m volt (Biharkeresztes, Ártánd), a legtávolabbi pedig 4,7 m (Biharkeresztes).

16. táblázat. A magyarországi *C. danica* előfordulások jellemzői.

Település	Út	Geokoordináták	Út oldala	Az első észlelés dátuma
Győr	M1 (E60)	47,64594°N, 17,61641°E	Budapest– Hegyeshalom	2016.03.30
Győrújbarát	M1 (E60)	47,63456°N, 17,66468°E	Budapest– Hegyeshalom	2016.04.08.
Biharkeresztes	M42 (E79)	47,13529°N, 21,69858°E	Berettyóújfalu–Borş, Borş–Berettyóújfalu	2016.03.29.
Ártánd	M42 (E79)	47,12871°N, 21,75849°E	Berettyóújfalu–Borş, Borş–Berettyóújfalu	2016.04.04.

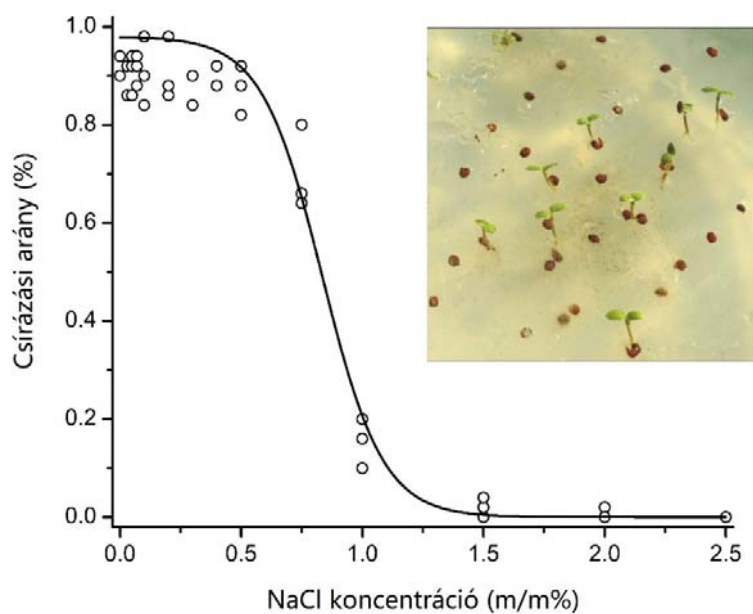


12. ábra. *Cochlearia danica* az E79-es út szélén Biharkeresztes közelében (Magyarország). **A)** élőhely az úttestről letérő járművek keréknyomaival; **B)** egybefüggő, virágzó foltok; **C)** szórványos előfordulás.

4.4.2. In vitro csíráztatásos kísérlet és talajelemzések

Az agar-agar táptalajon a magok a vetést követő harmadik napon csírázni kezdtek, a negyedik napra pedig a magok több mint 60%-a kicsírázott. A csírázási arány mérsékelten nőtt 0% és 0,10% NaCl-koncentráció között. A legnagyobb csírázási arány 98% volt, amelyet 0,10% NaCl-koncentrációnál detektáltunk. A legmagasabb NaCl-koncentráció, ahol csírázást tapasztaltunk, 2,00% NaCl koncentráció volt, de ebben az esetben csak a gyököcske jött elő, és elpusztult, mielőtt a rügyecske is kifejlődött volna.

A NaCl koncentráció szignifikáns hatással volt a csírázási arányokra (Egyszempontú ANOVA, $F = 231,3$, $p < 0,001$). A post-hoc teszt azt mutatta, hogy a csírázási arány nem különbözött szignifikánsan 0% és 0,5% között. A csírázási arányban szignifikáns csökkenés 0,5% NaCl koncentrációnál jelentkezett. A NaCl-koncentráció és a csírázási arány közötti összefüggés szigmoid görbével írható le (Boltzmann nem-lineáris görbe illesztés, $R^2 = 0,99$; $p < 0,001$; $RSS = 0,06$) (**13. ábra**). A szikes talajon a csírázási arány 88%, 90% és 96% volt a három műanyag edényben. A vetés utáni hetedik napon a magok több mint 90% -a csírázott.



13. ábra. A *Cochlearia danica* magok csírázási aránya a különböző NaCl koncentrációkon és az erre illesztett szigmoid görbe.

A talajelemzések azt mutatták, hogy a vízdoldható összes sótartalom az úttól való távolsággal csökken mindkét település (Biharkeresztes és Győr) esetében. Biharkeresztesen 0,15%-ról (1 m távolság az útszéltől) 0,08%-ra (3 m távolság az útszéltől) csökkent, míg Győrben 0,14%-ról <0,02%-ra változott (17. táblázat).

17. táblázat. A *C. danica* útszegélyi élőhelyeiről gyűjtött talajok és a csíráztatásos kísérlethez felhasznált talaj összes sótartalma

Minta származási helye	Úttól való távolság	Összes sótartalom (m/m%)
Győr	1 méter	0,14
Biharkeresztes		0,15
Győr	2 méter	0,09
Biharkeresztes		0,09
Győr	3 méter	<0,02
Biharkeresztes		0,08
Szikes talaj (Zsadány)		0,07

4.4.3. Állománydinamikai változások és a reprodukció jellemzők

2016-ban a győrújbaráti állomány volt a legnagyobb területű, a második pedig a biharkeresztes volt. 2017-re a győrújbaráti állomány területe jelentősen lecsökkent, míg a biharkeresztesé megnőtt. A legkisebb állomány mindkét évben a győri volt. Az egyedszám a győrújbaráti populáció esetében volt a legmagasabb 2016-ban és ezt követte a biharkeresztes állományé. Szintén jelentős csökkenés volt megfigyelhető a győrújbaráti állomány egyedszámaiban is, ugyanakkor a biharkeresztes állomány esetében 2016-ról 2017-re növekedés volt megfigyelhető az egyedszámokban (**18. táblázat**).

18. táblázat. Az állományok területében és egyedszámában 2016-ról 2017-re bekövetkezett változások.

Év	Győr	Győrújbarát	Biharkeresztes	Ártánd
Az állomány területe (m²)				
2016	1	364	277	10
2017	0,1	1	426	20
Egyedszám				
2016	3000	1201000	579000	21000
2017	50	1000	890000	42000

A faj reprodukzív jellemzői méréseink alapján a következőképpen foglalhatók össze: egy egyednek $3,6 \pm 2,3$ (tartomány = 1–9) virágzó hajtása van. A virágzatonkénti virágszám $10,6 \pm 3,3$ (tartomány = 4–15). A magok termésenkénti száma $8,5 \pm 2,4$ (tartomány = 2–13), az ezermagtömeg pedig $0,2329 \text{ g} \pm 0,00892$.

4.4.4. Az eredmények megvitatása

Amennyiben feltételezzük a faj északnyugat-délkelet irányú terjedését, az első állományok valószínűleg a Győr környékiek lehettek hazánkban. Schmidt Dávid szerint, aki 2013-ban és 2014-ben alaposan megvizsgálta ezt az útszakaszt (a *Plantago coronopus* után kutatva), a *C. danica* biztosan nem volt jelen még. Az egyedszámok alapján a biharkeresztesi és ártándi állományok valószínűleg 2015-ben kolonizálták az útszegélyt. A hazai állományok közül kettő az autópálya lehajtónál, kettő pedig a parkolóhelyek közelében található. Ezeken a helyeken a lassabb forgalom megkönnyítheti a *Cochlearia danica* populációk észlelését. Más populációkat is találtak hasonló helyeken Németországban (Hohla & Raabe 2012) és Ausztriában (Klug 2012). A *Cochlearia danica* magyarországi előfordulása nyilvánvalóan az olyan útkarbantartási gyakorlatoknak köszönhető, mint a téli csúszásmentesítő sózás, amely megnövekedett sótartalmat eredményez a talajban, és szabad felületeket hoz létre az útszéleken. Továbbá, a rendszeres kaszálás miatt az alacsony versenyképességű kisméretű növényfajok sikeresebbek az útszegélyeken (Sýkora et al. 2002).

A *Cochlearia danica* nagy monodomináns foltokat alkot az útszegélyeken, ugyanakkor egyéb ruderalis, stressztűrő kísérőfajok is megtalálhatók ezeken a helyeken, mint például az *Atriplex tatarica*, *Lepidium ruderales*, *Cardaria draba*, *Plantago major*, *Portulaca oleracea*,

Ambrosia artemisifolia, *Plantago coronopus*, *Tragus racemosus*, *Polygonum aviculare*, *Cerastium dubium*, *Cerastium glutinosum*. Hasonló egyéves, zavarástűrő fajösszetétel jellemzi a *C. danica* más útszéli élőhelyeit Ausztriában (Hohla & Raabe 2012) és Csehországban is, utóbbi esetén néhány olyan közös fajjal, mint a *Cerastium dubium*, *Lepidium rudemale*, *Plantago coronopus*, *Polygonum aviculare* (Ducháček et al. 2017). Egyéb halofitonok a *C. danica* útszegélyi élőhelyein is megtalálhatók, például a *Plantago coronopus*, a *Podospermum canum*, *Puccinellia distans* vagy a *Spergularia media*.

Talajelemzéseink azt mutatták, hogy a csúszásmentesítő só alkalmazása miatt a *C. danica* útszéli élőhelyeire magas sótartalom jellemző. Mivel a fajt más élőhelyeken nem találtuk meg, úgy tűnik, hogy az út menti feltételek, például a talaj magas sótartalma és a szabad felszínnek optimális feltételeket biztosítanak a *C. danica* megtelepedéséhez. A csíráztatásos kísérlet során megerősítettük a faj jó alkalmazkodási képességét az útszegélyi talajviszonyokhoz. Stefanovits et al. (1999) szerint az 1% -nál magasabb oldható sótartalmú talajok már az erősen sós kategóriába tartoznak, és csak néhány sótűrő növényfaj képes túlélni rajtuk. Mi ennél magasabb sókoncentráción is tapasztaltuk a *C. danica* csírázását, ami egy igen extrém adatnak számít. Hasonlóan magas csírázási arányokat regisztráltunk a sómentes kontroll és az alacsonyabb sókoncentrációk esetén (0,10%) is. A csírázási arány szignifikánsan alacsonyabb volt a magasabb sókoncentrációknál (0,5% felett). Eredményeink alapján a *C. danica* valószínűleg nem obligát halofiton, hanem gyenge kompetíciós képességű, ugyanakkor erősen stressztűrő faj. Ezt támasztják alá korábbi tanulmányok, amelyek azt mutatták, hogy a *C. danica* csíranövények túlélése nagyban

függ a szabad talajfelszínek arányától (Bakker & de Vries 1992), továbbá a faj nehézfémek hiperakkumulálására is képes (Reeves 1988).

A talajelemzések azt mutatták, hogy a sótartalom csökken az úttól való távolsággal (lásd még Zehetner et al. 2009). A csíráztatásos kísérlet során az út menti talajban tapasztaltnál is magasabb sókoncentrációkon csíráztak a magok. Úgy tűnik tehát, hogy a *C. danica* úthoz közelebbi előfordulásait nem a megnövekedett sótartalom, hanem valószínűleg az útról letérő járművek kerekei általi mechanikai behatások korlátozzák. Eredményeink azt mutatták, hogy az útszéli élőhelyekre jellemző magas talaj sótartalom megfelelő feltételeket biztosít a *C. danica* számára.

A hazai állományok területében és egyedszámában 2016-ról 2017-re bekövetkezett változások Győrújbaráton és Biharkeresztesen elképzelhető, hogy az eltérő talajtípusnak köszönhetőek. Lehetséges ugyanis, hogy 2017-ben a nagyon száraz, csapadékmentes első három hónap (www.metnet.hu 2017) erőteljesebben érvényesült a győrújbaráti homokos talajon, ami a *C. danica* állományának csökkenését okozta. A száraz időszak ellenére a biharkeresztesi állomány megnőtt, valószínűleg az ottani agyagos talaj jó vízmegtartóképessége is szerepet játszott ebben (Stefanovits et al. 1999, Gyalog & Síkhegyi 2000). Ezek alapján a faj populációdinamikája függhet a csapadékmennyiség és a talajtípus kölcsönhatásától.

Feltételezzük, hogy kezdetben mind a négy hazai állományban csak néhány egyed fordult elő. Vizsgálataink szerint egy átlagos *C. danica* egyednek átlagosan négy virágzata van és virágzatonként 11 virága. Amennyiben az összes virágból termés fejlődik, egy átlagos egyed 44 termésében összesen 396 mag jöhet létre. Amennyiben az összes mag kicsírázik és kifejlett növényé fejlődik, a 100 egyedet számláló populációnak egy év alatt 35 000, két év alatt több mint 12 millió utódja

lehet. A rokon fajokhoz viszonyítva nem számít kiemelkedő értéknek ez az egyedi magprodukció (Kleyer et al. 2008). A kis méretű magjai hozzájárulhatnak a *C. danica* sikerességéhez, mivel ez az inváziós fajok egyik legfontosabb funkcionális jellegei közé tartozik és általában jelentős magprodukcióval, perzisztens magbankkal és hatékony szél általi terjedéssel társul (Westoby et al. 1996, Bekker et al. 1998).

A rendelkezésre álló szakirodalom szerint úgy tűnik, hogy a *C. danica* gyorsan terjed az európai utak mentén. Becsléseink (~62–65 km/év) meghaladják az Egyesült Királyságból származó korábbi vizsgálatok során becsült terjedési sebességet, amelyek 10–20 km/év (Leach 1994) és 40 km/év (Welch 2001) voltak. Az úthálózat fejlődése, a forgalom növekvő intenzitása, az út menti állományok és megprodukciójuk növekedése mind hozzájárulhatnak a terjedési sebesség növekedéséhez (lásd még Pyšek & Hulme 2005).

Úgy tűnik, hogy a kontinentális hideg tél nem jelent akadályt a *C. danica* számára. Ezt megerősítette egyedeinek túlélése a rendkívül hideg télen 2016/2017-ben, amikor a fagyos napok száma 31, a havi átlaghőmérséklet pedig -6°C volt januárban Debrecenben (Metnet 2017).

A növényi propagulumok ember általi terjesztésének többféle következménye lehet esetében miután bekerülnek egy addig nem kolonizált területre az őshonos elterjedésükön kívül. Bekerülésük után egyrészt lehetnek alkalmi megtelepedők, melyek képesek szaporodni, de az állományokat hosszabb ideig nem képesek fenntartani. A helyi környezeti barrierek átlépésével és a rendszeres szaporodással a fajokat meghonosodottnak lehet tekinteni, de ez nem feltétlenül jelenti azt, hogy természetes vagy féltermészetes élőhelyeket kolonizálnak. Az invázió akkor következhet be, amikor a meghonosodott faj a behurcolás helyétől távol eső

területeket is meghódít és akár féltermészetes növénytársulásokba is bekerül, a populáció méretének térbeli és időbeli növelésével (Richardson et al. 2000). Korábbi tanulmányok szerint az utak mentén terjedő adventív fajok sikeresen kolonizálhatnak természetes élőhelyeket (Tyser & Worley 1992, Gelbard & Belnap 2003). Az olyan meghonosodott fajokat, mint a *Cochlearia danica*, egyértelműen idegenhonosként kell kezelnünk, mivel emberi tevékenység és mobilitás nélkül ezek a fajok nem tudnák leküzdeni az ekkora földrajzi akadályokat.

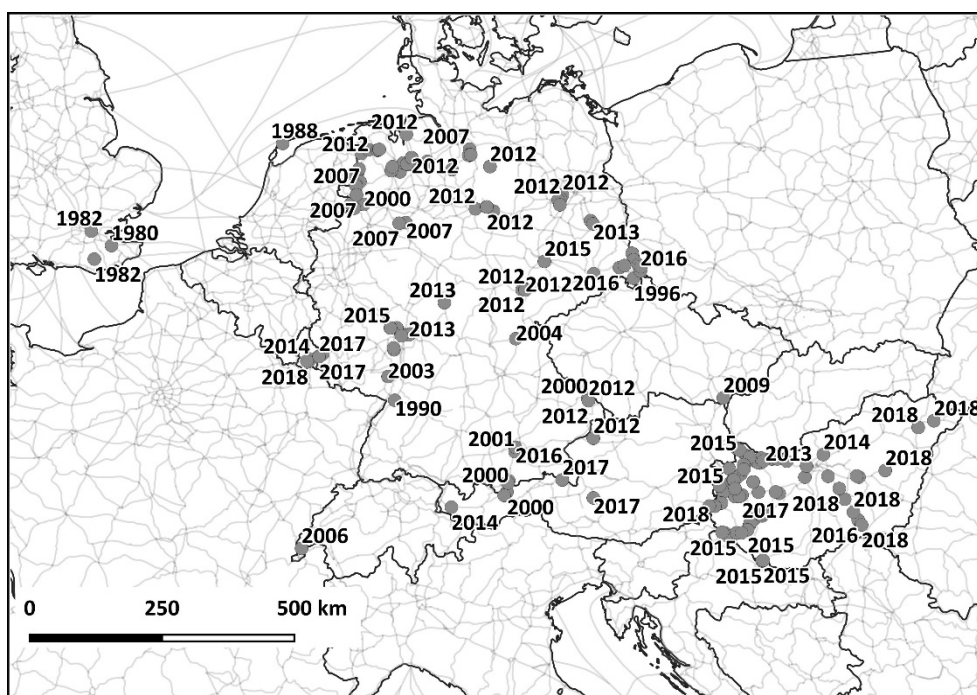
Figyelembe véve a jelenlegi tendenciákat, a faj további előfordulására kell számítani az utak mentén olyan országokban, ahol más halofitonok út menti terjedését is észlelték, pl. Szlovákia, Szlovénia, Lengyelország (Wróbel et al. 2006, Dítě & Dítětová 2016, Grašič et al. 2016). A további előfordulások nagyban függenek a téli csúszásmentesítéshez alkalmazott módszerektől. Így azokban az országokban (például Írország, Online Atlas of the British and Irish Flora 2017), ahol például „grit”-et, azaz egyfajta kőzúzalékot, használnak a faj terjedése kevésbé valószínű.

4.5. Egy tengerparti faj: a *Plantago coronopus* L. terjedése a kontinentális Európában

4.5.1. Szakirodalmi áttekintés

A *P. coronopus* európai utak menti terjedését 1980-tól dokumentálták (az előfordulások részleteit a megjelent publikáció elektronikus függeléke tartalmazza: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02531-6#Sec16>). Az irodalmi áttekintés során 11 országból származó 203 dokumentált előfordulást találtunk. A legtöbb előfordulás (96) Németországból származott (**14. ábra**). Az autópályákról 96, főutakról további 70, alacsonyabb kategóriájú utak mellől és parkolókból pedig 24

adatot találtunk, és 13 olyan eset volt, amikor nem volt információ az út kategóriájáról. 1980 és 2000 között csak 15 *P. coronopus* előfordulás volt ismert utak mentéről, ez a szám 2000 és 2010 között 50-re nőtt, és 2010 és 2018 között pedig további 153 előfordulást dokumentáltak. 82 esetben találtunk információt az út menti állományok nagyságáról. 22 vizsgálatban csak néhány (1–10) egyedet jegyeztek fel, 39 vizsgálat 10–100 egyedet említ, 13 vizsgálat szerint az egyedek száma 100 és 1000 között változott, míg 65 vizsgálat több mint 1000 egyed jelenlétéről számolt be.



14. ábra. A szakirodalomban talált európai út menti előfordulások (a térképen nem szerepelnek a Spanyolországból és Törökországból származó előfordulási adatok).

Magyarországon 77 előfordulás ismert a szakirodalomban. A faj első hazai előfordulási helye és az ettől legtávolabbi hazai út menti előfordulás 390 km-re van egymástól, amelyet a faj öt éven belül megtett (2013–2018).

Az eredeti tengerparti élőhelyekhez közeli első útszéli előfordulása Hollandiából származik, tehát ha feltételezzük, hogy a faj ott kezdte el kontinentális terjedését, akkor 1383 km-t tett meg Hollandiából és 25 év alatt érte el Magyarországot. Mindezek alapján becslésünk szerint a *P. coronopus* átlagos terjedési sebessége az európai utak mentén 67 km / év.

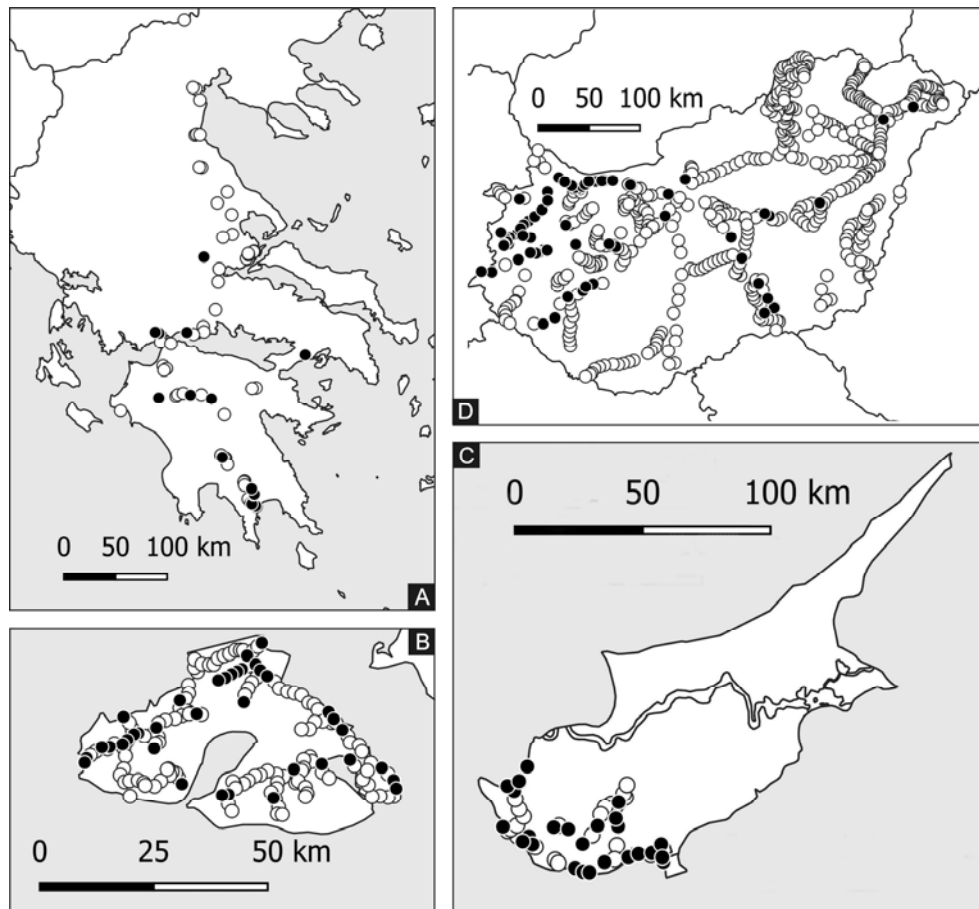
4.5.2. Terepi felmérések

A nem-tematikus mintavételi eljárás során a magyarországi 91 mintavételi pontból 56 helyen találtuk a *P. coronopus*-t. A tematikus mintavétel során további 17 előfordulást találtunk a hazai utak mentén. 2020-ban további négy helyről (Biharkeresztes, Jánosháza, Örkény, Székesfehérvár) került elő út mellől a faj véletlenszerűen. A tematikus mintavétel azt mutatta, hogy a faj a vizsgált országok közül Cipruson a leggyakoribb az utak mentén, a legritkább pedig Magyarországon (**15. ábra**).

A mediterrán térségben, például Görögországban és Lesboszon is gyakoribb volt az utak mentén a faj, mint hazánkban (**19. táblázat**).

19. táblázat. A tematikus mintavételi pontok különböző jellemzői a vizsgált országokban.

Régió	A <i>P. coronopus</i> jelenléti aránya a mintavételi pontokban	Átlagos (\pm szórás) állomány méret a mintavételi pontokon
Ciprus	49,1%	15 \pm 34
Magyarország	3,5%	8 \pm 27
Görögország (kontinentális)	23,2%	4 \pm 17
Leszbosz	22,7%	6 \pm 20



15. ábra. A mintavételi pontok megoszlása a mediterrán térségben (**A:** kontinentális Görögország, **B:** Lesbosz, **C:** Ciprus), és **D:** Magyarországon. A fekete körök jelzik a *P. coronopus* jelenlétét, míg a fehér körök a faj hiányát.

4.5.3. Az út menti előfordulást befolyásoló tényezők

Magyarországon belül azt tapasztaltuk, hogy a *P. coronopus* jelenlétét nem befolyásolta a tengerszint feletti magasság, míg az előfordulás valószínűsége szignifikánsan nagyobb volt azokon a mintavételi pontokon, ahol nagyobb fajszámban voltak jelen más halofitonok. Ezenkívül a forgalomintenzitás növekedése is szignifikánsan pozitívan hatott a *P.*

coronopus előfordulására. Az állományméretetek esetében ugyanezeket az összefüggéseket találtuk (**20. táblázat**).

Megállapítottuk, hogy a *P. coronopus* a vizsgált mediterrán szigetek útjai mentén lényegesen gyakoribb, mint Magyarországon (**21. táblázat**). A *P. coronopus* hasonló tengerszint feletti magasságokon fordult elő Magyarországon és az őshonos elterjedési területén is. Az állományok nagyságában nem voltak szignifikáns különbségek a hazai és mediterrán mintavételi pontok között (**21. táblázat**).

20. táblázat. A *P. coronopus* hazai utak mentén való jelenlétének és állományméretének változását magyarázó minimál modellek (az LMM-nél a $|t| > 2$ értékű paramétereket $p < 0,05$ -ös szinten szignifikánsnak tekintjük).

Jelenlét/hiány (GLMM)				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	-3,38	0,73	-4,62	$p < 0,001$
Egyéb halofitonok fajszáma	0,91	0,22	4,06	$p < 0,001$
Forgalomintenzitás	0,58	0,21	2,83	0,0047
Állományméret (LMM)				
Intercept	0,65	0,28	2,29	
Egyéb halofitonok fajszáma	0,15	0,04	3,72	
Forgalomintenzitás	0,13	0,05	2,98	

21. táblázat. Az őshonos (mediterrán) és az idegenhonos (magyar) előfordulások közötti különbségeket bemutató minimál modellek (az LMM-nél a $|t| > 2$ értékű paramétereket $p < 0,05$ -ös szinten szignifikánsnak tekintjük).

Jelenlét/Hiány (GLMM)				
	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	1,04	1,40	0,74	0,46
Idegenhonos előfordulás	-2,47	0,62	-3,98	$p < 0,001$
Jelenlét/Hiány (GLMM)				
Intercept	1,15	1,41	0,81	0,417
Tengerszint feletti magasság	-0,21	0,10	-2,19	0,028
Idegenhonos előfordulás	-2,62	0,70	-3,75	$p < 0,001$
Interakció	-0,00	0,45	-0,01	0,993
Állományméret (LMM)				
Intercept	1,99	1,28	1,57	
Idegenhonos előfordulás	-0,67	0,44	-1,55	

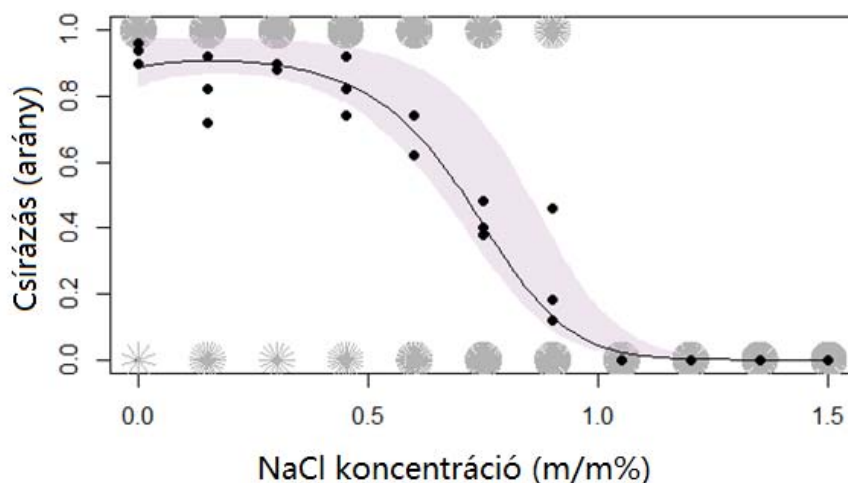
4.5.4. A reprodukív jellemzők vizsgálata és a csíráztatásos kísérlet

A reprodukív jellemzők a következőképp összegezhetők: egy *P. coronopus* egyednek átlagosan $9,4 \pm 6,6$ virágzó hajtása van és $31,5 \pm 12,4$ virága virágzatonként. Egy termésben átlagosan $4,3 \pm 0,2$ mag van, tehát a becsült magtermelés 1247 mag/egyed.

A vizsgált 2100 magból 721 csírázott. A csírázási arány a kontroll táptalajokon volt a legmagasabb (93%), de magas volt 0,15% NaCl (82%), 0,3% NaCl (89%) és 0,45% NaCl (82%) koncentráció mellett is. A csírázás mérsékelt csökkenését lehetett tapasztalni a 0,6% NaCl koncentrációnál, ahol a vizsgált magoknak csak a 66% -a csírázott. A legnagyobb NaCl koncentráció, ahol csírázást tapasztaltunk, 0,9% volt. 1,05 és 3% közötti sókoncentráción egyetlen mag sem csírázott. A NaCl csírázásra gyakorolt kvadratus hatása szignifikáns ($p < 0,001$) volt (**22. táblázat, 16. ábra**).

22. táblázat. GLMM, amely bemutatja a NaCl kvadratikus hatását a mag csírázására.

	Becsült érték	SE	t-érték	p-érték
Intercept	-2,09	0,30	-7,05	p<0,001
poly(NaCl koncentráció)1	-173,62	14,61	-11,89	p<0,001
poly(NaCl koncentráció)2	-61,89	10,51	-5,89	p<0,001



16. ábra „Sunflower plot”, mely a csírázás (kicsírázott magok/ nem csírázott magok) és a NaCl koncentráció közötti összefüggést mutatja. A fekete pontok a csírázási arányokat jelzik az egyes Petri-csészékben, míg a „napraforgók” minden egyes „nyelvs virága” egyedi megfigyeléseket, azaz az egyedi magok csírázását szimbolizálja.

4.5.5. Az eredmények megvitatása

A *Plantago coronopus* utak mentén történő terjedésének dokumentálása csaknem 40 évre nyúlik vissza, és a jelenséget leíró cikkek száma gyorsan nőtt. Ezt a növekedést magyarázhatja a világszerte növekvő úthálózat és forgalom. Egy nemrégiben készült tanulmány kimutatta, hogy egy adott

területen az úthálózat sűrűsége kulcsfontosságú magyarázó tényezője az idegenhonos fajok funkcionális diverzitásának (Zeeman et al. 2018). A *P. coronopus*-t az autópályákról is dokumentálták, ahol jelenlétét valószínűleg az autópályákra jellemző igen intenzív forgalom magyarázza (Nicodéme et al. 2017). A faj kontinentális, délkelet felé irányuló terjedését valószínűleg az őshonos élőhelyekről Európa északnyugati partjainál kezdte és nagyon valószínű, hogy Ausztrián keresztül érkezett Magyarországra. Abban az évben, amikor a faj első előfordulását Magyarországon regisztrálták (2013), hat előfordulást találtak az ország nyugati részén az utak mentén, az osztrák határig 50 km-en belül (Schmidt et al. 2016). Mára a magyar utak mentén 73-ra nőtt az ismert út menti előfordulások száma. Az irodalmi áttekintés során összegyűjtött adatok alapján a *P. coronopus* terjedésének sebességét az európai utak mentén 64 km/év körülire becsüljük, ami nagyon hasonló érték egy másik tengerparti halofiton, a *Cochlearia danica* esetében dokumentált terjedési sebességhez (Fekete et al. 2018).

Megállapítottuk, hogy a *P. coronopus* magyarországi út menti előfordulása pozitívan függött össze más halofitonok jelenlétével. Ez azt mutatja, hogy a sótűrő növényfajoknak hasonló élőhely-preferenciái vannak az utak mentén, habár gyakran a különböző fajok különböző úttól való távolságban lévő mikroélőhelyeket foglalnak el az útszegélyen. Feltételezéseinket alátámasztotta az az eredmény, miszerint a forgalom intenzitása pozitív hatással van a faj jelenlétének valószínűségére és az állományok nagyságára is. A *P. coronopus* a földközi-tengeri térségben, őshonos elterjedési tartományán belüli utak mentén gyakoribbnak bizonyult, mint a hazai utak mentén, de az átlagos egyedszám hasonló volt a két régióban. Az újonnan elfoglalt élőhelyek valószínűleg kedvező környezeti feltételeket biztosítanak a faj számára, például a szabad talajfelszínt, és

gyenge kompetíciós viszonyokat, a forgalom miatt jelentős terjedési lehetőségeket. Kezdetben azt feltételeztük, hogy a *P. coronopus* a Földközi-tenger térségében nagyobb tengerszint feletti magasságokat is elér, de a magyar és mediterrán előfordulások között nem találtunk szignifikáns különbséget. Tehát úgy tűnik, hogy a tengerszint feletti magasság önmagában nem korlátozza a *P. coronopus* terjedését.

A *P. coronopus* kiemelkedően magas egyedi magprodukciós potenciállal jellemezhető, vizsgálataink alapján egy adott egyed több mint 1200 mag létrehozására képes. Ez a rokon fajokhoz (*P. arenaria*, *P. lanceolata*, *P. maritima*, *P. major*, *P. media*) képest alacsony értéknek számít (Kleyer et al. 2008), ugyanakkor háromszor nagyobb érték, mint a *C. danica* esetében tapasztalt (Fekete et al. 2018). A sótolerancia viszont a *P. coronopus* esetében jóval alacsonyabb volt, mint a *C. danica* esetében (Fekete et al. 2018). Megállapítottuk, hogy a legnagyobb sókoncentráció, ahol a mag képes csírázni 0,9% NaCl volt. Természetes körülmények között az ilyen mértékben sót tartalmazó talajok már sósnak számítanak, ahol csak a halofitonok növekedése zavartalan (Stefanovits et al. 1999). Egy másik tanulmány szerint a *P. coronopus* magjai rendkívül ellenállóak a sóval szemben (még 2%-os sókoncentráción is tapasztaltak csírázást), a magokat nem károsítja a magas sótartalom, és ha a sótartalom lecsökken, a magok képesek csírázni (Dowling 1933). Ezek a megállapítások azt mutatják, hogy a faj sikere nem pusztán a magas sótoleranciájával magyarázható, hanem a jelentős magprodukcióval és néhány különleges szaporodási jellemzővel.

A *P. coronopus* például vegetatív és generatív úton is hatékonyan szaporodik. A fajt a magdimorfizmus jellemzi, egy toktermés kétféle magot tartalmaz, így általában négy nagyobb mag a tok alján és egy kisebb mag a tok felső részén helyezkedik el. Mindkét típusú mag sikeresen képes új

növényt létrehozni (Dowling 1933), de egy korábbi tanulmány szerint a nagy magok nagyobb reprodukzív biomasszát termelnek, mint a kis magok (Koelewijn 2004). A magdimorfizmus fontos szerepet játszhat a terjedésben, és evolúciósan stabil stratégiának számít a heterogén élőhelyeken (Dowling 1933, Geritz 1995). A *P. coronopus* természetesen is sokféle élőhelytípusban előfordul (tengerparti mocsarak, száraz homokdűnék, nedves hegyi és tengerparti rétek, Imbert 2002), és az utak mentén történő terjedése során is számos különböző környezeti és éghajlati viszonyokkal jellemezhető területeken előfordul. A magdimorfizmus egy úgynevezett tétfedezeti (bet-hedging) stratégia, amely csökkenti a szülői ráfordítást, ugyanakkor maximalizálja az alkalmassági potenciált többféle környezeti körülmény között, jelen esetben az eltérő magok bevetésének lehetőségével (Imbert 2002). A *P. coronopus* két magtípusa vizes közegben is másképp viselkedik, míg a nagy magok fél órán belül elsüllyednek, a kis magok 48 órán át képesek lebegni, majd vízben csírázni. Ezenkívül a kicsi magok csírázásának ideje a nagy magokhoz képest késleltetett, ami így olyan populációkat eredményez, amelyekben virágzó egyedek a vegetációs időszakban szinte bármikor megtalálhatók (Dowling 1933). A *P. coronopus*-t a „gyorsan növekvő” fajok közé sorolják (Grime és Hunt 1975, Lambers et al. 1989). Koelewijn (2004) szerint a *P. coronopus* az R stratégista fajok közé sorolható, amelyet magas szintű zavarástűrés, és a relatív növekedési ráta tápanyagok elérhetőségéhez való gyors „beállítása” jellemez. Azt nem tudjuk, hogy a *P. coronopus* esetében van-e eltérés a kétféle mag sótűrése között, de egy másik szintén magdimorfizmussal jellemezhető halofiton (*Arthrocnemum indicum*) kapcsán folytatott vizsgálat azt mutatta, hogy a kétféle mag között nincs szignifikáns különbség a sőtoleranciában (Khan & Gul 1998).

Figyelembe véve a faj délkelet irányú terjedését, feltételezéseink szerint a közeljövőben további előfordulásokra lehet számítani Kelet-Európa azon területein, ahol a faj jelenléte még nem igazolt. Eredményeink azt mutatják, hogy a növekvő forgalomintenzitás növeli az idegenhonos fajok terjedési potenciálját az utak mentén, és amint azt a *P. coronopus* is bizonyítja, a jelentős reprodukív potenciál és a magdimorfizmus is segítheti az ilyen fajok megtelepedését távol az őshonos elterjedési területeiktől.

5. Természetvédelmi célú kezelési javaslatok

Hangsúlyozzuk, hogy az utak és a szomszédos területek florisztikai felmérései kulcsfontosságúak a megfelelő útépités és fenntartás tervezéséhez. A kezelést a helyi természetvédelmi törekvéseknek megfelelően kell végrehajtani. Az utak megfelelő tervezésének, építésének és kezelésének kialakításakor a természetes növényzetet elősegítő megoldásokra kell törekedni. Általánosságban elmondható, hogy a tervezés során kívánatos elkerülni a meredek vagy beton támfalak létrehozását, ehelyett lankás, teraszos lejtőket kell kialakítani annak érdekében, hogy fokozatos legyen az átmenet a környező tájhoz (Iuell et al. 2003). Az építkezés során felhasznált talaj helyi eredete szintén nagyon fontos, mivel a más régiókból származó talajok idegenhonos fajok magjait tartalmazhatják (Greenberg et al. 1997).

Az őshonos flóra és megporzó közösség segítése érdekében kedvező lehet az útszegélyeken a szomszédos természetközeli területekről származó magkeverékek vetése. Az utak kezelésének részeként a rendszeres kaszálás fenntartásuk egy költséghatékony eleme, és biztonsági okokból az országok többségében kötelező. Korábbi vizsgálataink szerint az út szélén rendszeresen kaszált 0–2 méteres rész a legalkalmasabb az orchideák számára (Fekete et al. 2019). Az európai a fajgazdag rétek létrehozásának és fenntartásának legjobb gyakorlata az évi kétszeri kaszálás és a kaszálék eltávolítása, ennek alkalmazása kívánatos lenne az útszegélyeken is (Jakobsson et al. 2018). A herbicidek használata és a szegélyek lebetenozása erősen kerülendő.

A *Himantoglossum* orchideák megmentésére irányuló védelmi erőfeszítéseket segíthetik a mészkő- vagy dolomit-alapkőzeteken áthaladó utak szegélyein új populációk magvetés útján történő létrehozása. Egyrészt

ezek a populációk könnyen megközelíthető célpontok lehetnek az orchideákat látni kívánó természetbarátoknak, akiknek célja e ritka és látványos orchideák fényképezése. Másrészt, ezeknek az állományoknak a létrehozása részben tehermentesítheti a sérülékeny, természetes populációkat az ökoturizmus által okozott károktól (például taposás).

Eredményeink arra utalnak, hogy bár a temetők komoly természetvédelmi potenciállal bírnak, az intenzív kezelésük ezen élőhelyek leromlásához vezet, ezzel hozzájárul a természetes növénytakaró eltűnéséhez. A nagyobb kiterjedésű zöld (erdős és gyepes) foltok megőrzése a temetőkben kedvező az orchideák számára. Ezzel szemben a betonozott sétányok, valamint a hatalmas betonsírok létesítése hátrányos kezelési gyakorlatot jelent az őshonos növényzet számára. A modern temetkezési trendekkel ellentétben a hagyományos sírdombok (kis sírkövekkel és fakeresztekkel) használata nagymértékben hozzájárulhat ezen élőhelyek természetességének és az értékes fajok megőrzéséhez. Továbbá, természetvédelmi megfontolások miatt kerülni kell a gyomirtó szerek használatát a temetőkben, valamint az idegenhonos dísznövények telepítését, különös tekintettel azokra a fajokra, amelyek már terjedésbe kezdtek a régióban. Éppen ellenkezőleg, kedvező lehet az őshonos fajok telepítése a sírokra és körülöttük lévő területekre.

A *Cochlearia danica* vagy a *Plantago coronopus* eddigi út menti terjedése még nem vetett fel természetvédelmi kérdéseket, de ez a közeljövőben akár megváltozhat. Az eddigi terjedésükkel még nem érintettek olyan kiterjedésben kontinentális szikes területeket, mint amilyenek a Kárpát-medencében vannak, így azt egyelőre nem tudjuk, hogy amennyiben kolonizálják ezeket az élőhelyeket milyen veszélyt jelenthetnek az őshonos szikes közösségekre és hogy képesek-e az az őshonos

növényközösségeket fenyegető inváziós fajokká válni. Az idegenhonos fajok természetes élőhelyekre való, akár utakról történő bejutása egy jól ismert jelenség (Barbosa et al. 2010, Pollnac et al. 2012, McDougall et al. 2018). Továbbá a *C. danica* esetében igen magas csírázási arányokat tapasztaltunk a szikes talajokon is, tehát láthatjuk, hogy a szikes talajok különleges sóösszetétele sem jelent akadályt a faj csírázásának. Magyarországon számos autópálya és főút halad át az szikes növénytakaságokon, így fennállhat annak a lehetősége, hogy ezen fajok természetes élőhelyeket kolonizáljanak az őshonos elterjedési területeiktől igen távol. A szikes élőhelyekre nem kifejezetten jellemző az inváziós fajok terjedése (Molnár & Borhidi 2003), valószínűleg a talaj magas sótartalma miatt, azonban a *C. danica* vagy a *P. coronopus* éppen sótűrőségük révén jelenthetnek veszélyt ezekre a kiemelt jelentőségű élőhelyekre. Fontosnak tartjuk emiatt az útszéli élőhelyek botanikai felmérését a terjedés követése érdekében, és a szikes élőhelyek rendszeres monitorozását, főként az ismert út menti állományok környékén.

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Molnár V. Attilának a munkám során nyújtott tanácsaiért és segítségéért. Köszönettel tartozom továbbá a publikációk társszerzőinek, Bak Henriettának, Biró Évának, Bódis Juditnak, Fülöp Bencének, Haszonits Győzőnek, Lovas-Kiss Ádámnak, Löki Viktornak, Luís Silvanak, Mesterházy Attilának, Süveges Kristófnak, Schmidt Dávidnak, Takács Attilának, Takácsné Nagy Timeának, Tökölyi Jácitnak, Urgyán Renátának, Valkó Orsolyának és Vincze Orsolyának. Ezenkívül a laboratóriumi munkákban nyújtott segítséget köszönöm Abonyi Tündének, Freytag Csongornak és Garda Tamásnak. A terepi munkákban nyújtott segítségért pedig hálás vagyok Farkas Annának, Ficsor Csillának, Juhász Ildikónak, Kövesdi Kittinek, Simon Zsófiának, Sütő Annának és Szabó Dávidnak.

7. Összefoglalás

Az utak élővilágra gyakorolt hatásai közül legismertebbek a negatív hatások. Jóval kevésbé ismert az utaknak azon tulajdonsága, hogy szegélyeikben menedékhelyek jöhetnek létre bizonyos fajok számára. A féltermészetes, évszázadok óta hagyományosan kezelt (kaszált vagy legeltetett), értékes növényközösségeket fenntartó élőhelyek ugyanis világszerte fogyatkozóban vannak. Így az utóbbi időben felértékelődött a szerepe az olyan, kis kiterjedésű, antropogén befolyás alatt álló élőhelyeknek, mint, az útszegélyeknek, vagy akár a temetőknek. A temetők refúgium szerepének fő oka, hogy számos vallás szakrális helyként tekint rájuk, ahol mindenféle zavarás tilos, és mivel gyakran kerítéssel vannak körbe kerítve, ezért taposás, túllegeltetés sem fenyegeti őket. Az útszegélyek megfelelő kezelése pedig rendszeres kaszálásuk miatt fajgazdag, jelentős természetvédelmi értéket képviselő gyepközösségek fennmaradását teszi lehetővé. Az útszegélyek (és temetők) természetvédelmi szerepével kapcsolatos vizsgálataink modellfajai az orchideák voltak, mivel ezek a fajok a biodiverzitás jó indikátorainak tekinthetők, továbbá megtelepedésük útszegélyeken és temetőkben is ismert.

Az útszélek nemcsak menedéket nyújthatnak az őshonos flórának, de ökológiai folyosóként szolgálnak számos fajnak. Az ökológiai folyosó szerep azonban az idegenhonos fajok esetében egy jóval gyakoribb és ismertebb jelenség. Ehhez nagyban hozzájárulnak egyrészt az úthálózat fejlesztések, másrészt a járművek, melyeknek jelentős szerepe van az idegenhonos fajok terjesztésében. Idegenhonos fajok út menti terjedését elősegíthetik továbbá az útszegélyek különböző kezelési folyamatai, mint a téli csúszásmentesítő sózás, mely következtében megnövekszik az út menti talajok sótartalma, és ez olyan módon változtatja meg az út menti vegetáció faji összetételét, hogy elősegíti különféle stressztűrő, halofil (sótűrő)

növényfajok terjedését. Számos tanulmány szerint a tengerparti sótűrő növényfajok utak mentén való terjedése Európa kontinentális területein és az Egyesült Királyságban is gyakori jelenség. Magyarországon is jelentek már meg tengerpartokról származó, s utak mentén érkező sótűrő növényfajok, mint a csókalábú útifű (*Plantago coronopus* L.) vagy a dán kanálfű (*Cochlearia danica* L.).

A doktori értekezést képező öt esettanulmányból három tanulmány célja az útszegélyeknek, mint orchideák számára potenciális menedékhelyeknek a vizsgálata volt, míg a másik két tanulmány sótűrő növényfajok utak menti terjedését tárgyalja. Célunk volt egyrészt az útszegélyeken legismertebb, a sallangvirág nemzetségbe (*Himantoglossum* spp.) tartozó, három faj (*H. adriaticum*, *H. calcaratum*, *H. robertianum*) útmenti állományainak vizsgálata, különös tekintettel arra a kérdésre, hogy vajon az utak szaporodási sikerre gyakorolt potenciális negatív hatásai miatt ökológiai csapdaként tekinthetők-e ezen élőhelyek. Másrészt a mediterrán temetők refúgium szerepének ismeretében, mediterrán szigeteken (Ciprus, Kréta, Lesbosz) vizsgáltuk, hogy mint antropogén élőhelyek, az útszegélyek vagy a temetők játszanak-e nagyobb szerepet az orchideák megőrzésében a vizsgált területeken, és milyen tényezők felelősek ezért. Harmadrészt a környező táj útszegélyek refúgium szerepére gyakorolt hatását szeretnénk tisztázni a közép-európai régióban (Ausztria, Magyarország, Románia, Szlovákia, Szlovénia), szintén az orchideák faji diverzitása és tömegessége alapján. A másik két vizsgálatunk pedig a már korábban említett tengerparti sótűrő fajok, a *Cochlearia danica* és a *Plantago coronopus* út menti terjedésének különböző aspektusait összegzi.

Az útszegélyek orchideaflórájára vonatkozó mintavételek kétféleképpen történtek, egyrészt tematikus (kettő és öt kilométerenkénti) megállókat

tettünk a vizsgált régiókban. Egy nem tematikus mintavétel is történt, melynek során ott álltunk meg, ahol orchideákat láttunk az útszegélyen. A temetők esetében geográfiaileg reprezentatívan kiválasztott helyeket jártunk be. Ezek képezték a mintavételi pontokat, ahol rögzítettük a geokordinátákat, a tengerszint feletti magasságot, az orchideafajokat és az ezekhez tartozó egyedek számát, az egyedek vegetatív és reproductív jellemzőit, és különböző környezeti paramétereket. Utólag a Corine Land Cover alapján összesítettük az út menti mintavételi pontjainkat környező tájtypusok borítását. A temetők esetében pedig a Google Earth segítségével mértük le a temető teljes területét, ezen belül pedig a gyeppel, erdővel, sírokkal és betonnal borított területek arányát.

A két sótüró fajra irányuló vizsgálatainkhoz tematikus szakirodalmi kereséseket végeztünk, melynek során az eddigi terjedésükre vonatkozó adatokat gyűjtöttük össze. Továbbá az út menti terjedéseik vizsgálatához szintén tematikus (5 kilométerenkénti) és nem tematikus mintavételi pontokon végeztünk felméréseket, ahol szintén rögzítettük a geokoordinátákat, a tengerszint feletti magasságot, a faj jelenlétét/hiányát, az egyedszámokat, továbbá a hazai mintavételi pontokon az egyéb halofitonok számát és később a pontokhoz legyűjtöttük az útforgalmi adatokat. A *C. danica* esetén csak hazai mintavétel zajlott, míg a *P. coronopus* esetén Magyarországon és a Mediterráneumban (Ciprus, a kontinentális Görögország és Leszbosz) is folytattunk vizsgálatokat, annak érdekében, hogy összehasonlítsuk a faj őshonos és újonnan kolonizált régiójában az út menti előfordulásokat. Csíráztatásos kísérletek során vizsgáltuk továbbá a két faj sótürését különböző NaCl tartalmú közegeken, és megbecsültük magprodukciós képességüket.

A vizsgált *Himantoglossum* fajoknak összesen 1167 egyedét találtuk meg az útszegélyeken és kimutattuk, hogy az egyedek a véletlenszerűen várttól eltérően, szignifikánsan közelebb helyezkednek el az úthoz az útszegélyeken. A növekvő fásszárú borítás a hajtásmagasságot, virágszámot és a reprodukív sikert is szignifikánsan negatívan befolyásolta. Az úttól való távolság növekedése szignifikánsan pozitívan hatott a reprodukív sikerre.

A ciprusi, krétai és leszboszi felmérések során összesen 77 fajhoz tartozó, 6962 orchidea egyedét találtunk. Az útszegélyek szignifikánsan több orchideafajt és egyedét tartottak fent, mint a temetők. Az útszegélyek esetében azt tapasztaltuk, hogy a lejtőszög növekedése szignifikánsan negatívan hat az orchideák előfordulására. A temetők esetében a betonnal borított terület aránya volt szignifikánsan negatív hatással az orchideák megjelenésére, míg az erdővel és gyepvel borított terület szignifikáns és marginálisan szignifikáns pozitív hatást mutatott. A települések közelségének nem volt szignifikáns hatása az orchideák faj- és egyedszámára sem a temetőkben, sem pedig az útszegélyeken. Az előző vizsgálathoz hasonlóan az egyedek itt is szignifikánsan közelebb helyezkedtek el az utakhoz az útszegélyben.

A közép-európai vizsgálataink során 27 fajhoz tartozó 2272 orchidea egyedét találtunk, ezek között kétszer annyi gyepi specialista faj volt, mint erdei. Az urbán és mezőgazdasági területek növekedése a környező tájban szignifikánsan negatívan hatott az orchideák faj- és egyedszámára. Megállapítottuk, hogy az erdei fajok és egyedek számát az útszegélyeken szignifikánsan pozitívan befolyásolja a környező erdőborítás, míg a gyepi fajokét és egyedekét a környező gyepborítás.

A *C. danica* utak menti terjedésére vonatkozó vizsgálatunk alapján elmondható, hogy 1986 és 2016 között nyolc európai országban 63 helyről dokumentálták az út menti előfordulását, és a faj terjedési sebessége az európai közutak mentén körülbelül 62–65 km / év. A faj előfordulása négy hazai út menti élőhelyről ismert (Ártánd, Biharkeresztes, Győr, Győrújbarát). A csíráztatásos kísérletünk azt mutatta, hogy a NaCl szignifikáns hatással van a csírázási arányokra, és ez az összefüggés egy szigmoid görbével írható le. A legmagasabb koncentráció, ahol csírázást tapasztaltunk, 2,00% NaCl volt. Vizsgálataink alapján egy egyed 396 mag létrehozására is képes. Az út menti talajok sótartalma pedig 0,02% és 0,15% összes sótartalommal volt jellemezhető.

A *P. coronopus* utak menti előfordulásait 1980-tól napjainkig 11 ország 203 helyéről dokumentálták és becsléseink szerint a faj terjedési sebessége az európai utak mentén 67 km / év. A forgalomintenzitás növekedése szignifikánsan pozitívan befolyásolta a *P. coronopus* út menti előfordulásait, továbbá az egyéb halofitonok száma is szignifikánsan pozitívan függött össze az előfordulásokkal. Megállapítottuk, hogy a *P. coronopus* szignifikánsan gyakoribb a mediterrán régió útjai mentén, mint hazánkban, ugyanakkor az egyes út menti állományok méretében nem volt szignifikáns a különbség a két régió között. A NaCl e faj csírázására is szignifikáns hatással volt, a legmagasabb koncentráció, ahol csírázást tapasztaltunk 0,9% volt. Vizsgálataink alapján egy egyed több, mint 1200 mag létrehozására is képes.

Vizsgálataink alapján elmondható, hogy az útszegélyek Európa számos régiójában fontos menedékhelyet nyújtanak különféle környezeti igényű orchideafajok számára, ugyanakkor az is elmondható, hogy a gyepekhez kötődő fajok jóval gyakrabban megtalálják létfeltételeiket ezen élőhelyeken.

Ennek magyarázata az útszegélyek rendszeres kaszálásában keresendő, mely más élőhelytípusokban is kulcsszerepet játszik az orchideák megtelepedésében és a fennmaradásában, melyet eredményeink is alátámasztanak. Kimutattuk, hogy az orchideák a véletlenszerűen vártnál közelebb helyezkednek el az utak széléhez, ahol a növényzet a kaszálás miatt még kevésbé zárt. Ugyanakkor az útszegélyek menedékhely szerepét negatívan befolyásolhatják olyan tulajdonságaik, mint például a meredek lejtők, melyek az útszegélyek hidrológiai tulajdonságaival lehet összefüggésben. Eredményeink alapján az is elképzelhető, hogy az utak közvetlen közelsége akár ökológiai csapda is lehet az orchideák számára, mivel a *Himantoglossum* fajok esetén az úttól való távolság csökkenése negatívan befolyásolta az egyedek reprodukív sikerét, valószínűleg az utak megporzó rovarokra gyakorolt negatív hatásai miatt. Több tanulmányban már beszámoltak róla, hogy a környező tájmátrix szignifikáns hatással van az útszegélyek fajösszetételére. Ennek megfelelően eredményeink is rámutattak az útszegélyeket környező mezőgazdasági és urbán területek orchideák abundanciájára és sokféleségére gyakorolt negatív hatására, ugyanis az orchideák számára alkalmatlan foltokat eredményezhetnek az útszegélyeken. Habár a temetők más mediterrán régiókban ténylegesen menedékként funkcionálnak az orchideák számára, az útszegélyeket és temetőket összehasonlító vizsgálatunkban az intenzív fenntartásuk, kezelésük (gyomirtók használata, nagy beton sírok, beton járdák és terek építése, fák kivágása) miatt e szerepet nem tudtuk igazolni. Ez a nyugati kultúrák átvétele, és a társadalmi modernizáció mellett vallási okokra is visszavezethető, ugyanis egy korábbi tanulmány kimutatta az orchideák sokféleségében és a temetők biotikus és abiotikus tulajdonságaiban mutatkozó különbségeket a mediterrán keresztény és muszlim temetők

között. Eredményeink (az erdő- és gyepterület, valamint a betonnal borított terület hatásai) is az intenzív kezelés negatív hatásait igazolják.

A két sóútíró tengerparti fajra vonatkozó vizsgálataink azt mutatják, hogy ezek hazai előfordulása az utak téli csúszásmentesítésének köszönhető, amely megnövekedett sótartalmat eredményez a talajban és szabad felszíneket hoz létre az útszéleken. Eddigi európai terjedésükkel kapcsolatosan az mondható el, hogy valószínűleg mindkét faj észak-nyugat felől kolonizálta hazánkat és hogy a *P. coronopus*-t eddig több, mint háromszor annyi helyről dokumentálták közutak mellől, mint a *C. danica*-t, habár az általunk becsült terjedési sebességeik meglehetősen hasonlóak (~65 km/év). Ezek a becslések jóval meghaladják a *C. danica*-ra vonatkozó korábbi vizsgálatok során becsült terjedési sebességeket, melyhez az úthálózat folyamatos fejlődése és a forgalom növekvő intenzitása is nagyban hozzájárulhat. Eredményeink is alátámasztják ezt, ugyanis a *P. coronopus* esetében igazoltuk, hogy a forgalomintenzitás pozitívan hat az útmenti előfordulásokra. Úgy tűnik továbbá, hogy habár az őshonos régiójában gyakoribb a közutak mentén a *P. coronopus*, az újonnan meghódított területeken hasonló méretű állományokat képes létrehozni az útszegélyeken a hasonló környezeti feltételek miatt.

A csíráztatásos kísérletek során azt tapasztaltuk, hogy a *C. danica* kétszer akkora sókoncentráción csírázott, mint a *P. coronopus*, és mindkét faj csírázott az út menti talajban tapasztaltnál magasabb sókoncentrációkon is. Ebből az következik, hogy a két faj terjedését sóútírásuk jelenleg nem limitálja. Annál inkább magyarázat lehet az útmenti gyakoriságaik közötti különbségre egyedi magprodukciójuk, mely a *P. coronopus* esetében csaknem háromszor annyi magot jelent, mint a *C. danica* esetén. Előbbi sikerességét növelheti továbbá, hogy magdimorfizmus jellemzi, mely igen

eredményes reprodukív stratégia olyan változatos környezeti körülmények között, amelyekkel a hosszútávú terjedés során találkozik egy faj. Figyelembe véve e két faj délkelet irányú terjedését, feltételezéseink szerint a közeljövőben további előfordulásokra lehet számítani Kelet-Európa azon területein, ahol a fajok jelenléte még nem igazolt. Érintve a Kárpát-medence természetes szikeseit felmerülhet a biológiai invázió veszélye is, ami az értékes szikes élőhelyeink természeti állapotának romlásához vezethet.

8. Summary

Impacts of roads on plant biodiversity

The negative effects of roads on wildlife are better known, than the role of roads as refuge for the native vegetation. Semi-natural habitats that have been traditionally managed (mowed or grazed) for centuries and maintain valuable plant communities are declining and fragmenting worldwide. Thus, the role of small-scale, anthropogenic habitats such as roadsides or even cemeteries has recently increased. The main reason for the refuge role of cemeteries is that these are sacred places where all kinds of disturbance is forbidden in some religions and since they are often fenced, they are not threatened by trampling or overgrazing. Proper management of roadsides, like their regular mowing, allows the survival of species-rich grassland communities of significant conservation value. Orchids were the model species in our studies of the conservation role of roadsides (and cemeteries) because, they can often be considered as indicators of biodiversity. Furthermore, their colonization of roadside and cemeteries is also known.

Roadsides not only provide refuge for native flora, but also serve as ecological corridors for many species. However, the use of roadsides as ecological corridors is a much more common and well-known phenomenon in case of alien species. Road network developments and vehicles play a significant role in the spread of alien species. The roadside spread of non-native species can also be facilitated by various roadside management practices, such as the use of salt for winter de-icing, which increases the salinity in roadside soils and facilitate the spread of stress-tolerant, halophilic (salt tolerant) plant species along roads. Numerous studies have described the spread of coastal halophytes along roads in continental Europe and the United Kingdom, furthermore salt tolerant coastal plant species,

such as *Plantago coronopus* L. or *Cochlearia danica* L. have already appeared in Hungary.

The dissertation comprises of five studies and three of these aimed to survey roadsides as potential refuges for orchids, while the other two studies discuss the roadside spread of salt tolerant maritime species. On the one hand, our aim was to study the roadside populations of three *Himantoglossum* species (*H. adriaticum*, *H. calcaratum*, *H. robertianum*), with special regard to the question of whether roadsides can be considered as ecological traps for these species due to their negative effects. On the other hand, we made surveys on Mediterranean islands (Cyprus, Crete, Lesbos), in order to find out which anthropogenic habitat type (roadsides or cemeteries) plays a greater role in the conservation of orchids in the studied area and what factors are responsible for this. Third, we aimed to investigate the effect of the surrounding landscape matrix on the role of roadsides as refuge in the Central European region (Austria, Hungary, Romania, Slovakia, Slovenia), also based on the species diversity and abundance of orchids. The two other studies summarize the different aspects of the roadside spread of the previously mentioned coastal salt tolerant species, *Cochlearia danica* and *Plantago coronopus*.

Sampling of the orchid flora of roadsides was done in two ways, on the one hand, we made thematic stops (every two and five kilometers) in the studied regions. On the other hand, we carried out a non-thematic sampling, when we stopped where we saw orchids at the roadside. In the case of cemeteries, we visited geographically representative sites. These formed the sampling points where we recorded the geocoordinates, altitude, orchid species and the number of individuals, the vegetative and reproductive characteristics of the individuals, and various environmental parameters. Subsequently, based on the Corine Land Cover, we collected the cover of

different landscape types surrounding our sampling points in 1 km and 10 km radius. In the case of cemeteries, we used Google Earth to measure the total area of the cemetery, including the proportion of areas covered with grassland, forest, graves and concrete.

In case of the two studies on the salt-tolerant species, we conducted thematic literature searches, during which we collected data on their previous roadside spread. Furthermore, to investigate their current roadside spread, we conducted road surveys at thematic (every five km) and non-thematic sampling points, where we also recorded geocoordinates, altitude, the presence/absence of the species and the number of individuals. In case of the Hungarian sampling points, we further recorded the number of other salt tolerant species and later collected traffic intensity data for these sampling points. In the case of *C. danica* road surveys were only conducted in Hungary, but in the case of *P. coronopus* we conducted surveys in Hungary and in the Mediterranean (Cyprus, continental Greece and Lesbos) in order to compare the roadside occurrences in the native and non-native region of the species. We made germination experiments to examine the salt tolerance of the two species on different NaCl concentrations and we estimated their potential seed production.

A total of 1167 individuals were found of the studied *Himantoglossum* species at roadsides and it we found, that individuals were located significantly closer to the road edge at the roadside, than it was randomly expected. Growing tree cover had a significant negative effect on stem height, number of flowers, and reproductive success. Increasing distance from the road had a significant positive effect on reproductive success.

Surveys in Cyprus, Crete and Lesbos found a total of 6962 orchid individuals belonging to 77 species. Roadsides maintained significantly more orchid species and individuals than cemeteries. In the case of

roadsides, we found that an increase in the slope angle had a significant negative effect on the occurrence of orchids. In the case of cemeteries, the proportion of the area covered with concrete had a significant negative effect on the presence of orchids, and the area covered with forest and grassland showed a significant and marginally significant positive effect. The proximity of settlements had no significant effect on the number of species and individuals of orchids neither in the cemeteries nor at the roadside. As in the previous study, the individuals were significantly closer to the road edge at the roadside, than it is expected by chance.

In our Central European studies, we found 2272 orchid individuals belonging to 27 species, among which there were twice as many grassland specialist species as forest specialists. Growing urban and agricultural areas in the surrounding landscape had a significant negative effect on the number of species and individuals of orchids. We found that the number of forest species and individuals was significantly positively effected by the surrounding forest cover, and the same was experienced in the case of grassland species and individuals regarding the surrounding grassland cover.

During the study of the roadside spread of *C. danica* we found 63 roadside occurrences from 11 European countries between 1986 and 2016, and the estimated dispersal speed of the species along European roads is approximately 62–65 km / year. The occurrence of the species is known from four Hungarian roadside localities (Ártánd, Biharkeresztes, Győr, Győrújbarát). Our germination experiment showed that NaCl has a significant effect on germination rates, and this relationship can be described by a sigmoidal curve. The highest concentration at which germination was observed was 2.00% NaCl. Based on our measurements, the estimated potential seed production is 396 seeds / individual. The

salinity of the roadside soils was characterized by 0.02% and 0.15% total soluble salt content.

Roadside occurrences of *P. coronopus* have been documented from 203 sites belonging to 11 countries from 1980 to the present, and the estimated dispersal speed of the species along European roads is 67 km / year. The increase in traffic intensity had a significant positive effect on the Hungarian occurrences of *P. coronopus*, and the number of other salt tolerant species was also significantly positively correlated with the occurrences. We found that *P. coronopus* was significantly more common along the roads of the Mediterranean region than in Hungary, however, there was no significant difference in the size of the roadside populations between the two regions. NaCl also had a significant effect on the germination of the species, and the highest concentration at which germination was observed was 0.9%. Based on our studies, the potential seed production is 1200 seeds/individual.

Our studies suggest that Central-European and Mediterranean roadsides provide important habitats for many orchid species with different environmental needs, however grassland specialist species are much more likely to colonize these habitats. This can be explained by the regular mowing of roadsides, which plays a key role in the colonization and survival of orchids in other habitat types. This is supported by our results, which showed, that individuals were located significantly closer to the edge of the roads (where the vegetation is even less closed due to mowing), than randomly expected. However, their suitability as habitats may be negatively affected by some of their characteristics, such as steep slopes, which may be related to the hydrological properties of roadsides. Furthermore, based on our results, it appears that the immediate proximity of roads may act as ecological traps for orchids, since the decreasing distance of road reduced the reproductive success of *Himantoglossum* individuals, probably due to

the negative effects of roads on pollinating insects. Several studies have reported that the surrounding landscape matrix has a significant effect on the species composition of roadsides. Accordingly, our results also highlighted the negative impact of the surrounding cover of agricultural and urban areas on the abundance and diversity of orchids in roadsides. Their harmful effects can result in unsuitable patches for orchids in roadsides. Although cemeteries are actually function as refuge for orchids in other Mediterranean regions, in our surveys we could not prove this due to their intensive maintenance (use of herbicides, construction of large concrete graves, concrete sidewalks, cutting of trees). Beside the adoption of Western cultures and social modernization, this can be contributed to religious reasons as well, since an earlier study showed differences in the diversity of orchids and the biotic and abiotic characteristics of cemeteries between Mediterranean Christian and Muslim cemeteries. Our results (the effects of forest and grassland as well as the area covered with concrete) also confirm the negative consequences of intensive management.

Our studies of the two salt-tolerant coastal species show that their Hungarian occurrence is also apparently due to the winter de-icing of roads, which results in increased salinity in the soil and creates free surfaces at the road edges. Regarding their previous European spread, it seems, that both species colonized Hungary from the north-west, but *P. coronopus* has been documented from more than three times as many roadside places as *C. danica*, although their estimated speed of dispersal are quite similar (~ 65km / year). These estimates far exceed the dispersal speeds estimated in previous studies for *C. danica*. This can be contributed to the development of road network and increasing traffic. Our results also support this, as in the case of *P. coronopus* we proved that the traffic intensity has a positive effect on roadside occurrences. It also appears that although *P. coronopus* is more

common along roads in its native region, it is still able to produce similar population size at roadside due to similar environmental conditions.

In the germination experiments, we found that *C. danica* germinated at higher salt concentrations, than *P. coronopus*, but both species germinated at higher salt concentrations than it was recorded in the roadside soil. Thus, their successful spread does not seem to be limited by their salt tolerance. The difference between their frequency at roadsides can be explained by the differences in their potential seed production, which means, that *P. coronopus* is able to produce almost three times as many seeds as *C. danica*. The success of *P. coronopus* may also be explained by the fact that it is characterized by seed dimorphism, which is a very effective reproductive strategy under various environmental conditions during long-term dispersal. Taking into account the south-eastern spread of these two species, we hypothesize that further occurrences can be expected in the near future in areas of Eastern Europe where the presence of the species has not yet been confirmed. Reaching the Carpathian Basin, there may be the possibility of colonizing these natural inland alkali communities thus endangering native vegetation.

9. Irodalomjegyzék

- Ahmad, S. S., Fazal, S., Valeem, E. E., Khan, Z. I., Sarwar, G., Iqbal, Z. (2009) Evaluation of ecological aspects of roadside vegetation around Havalian city using multivariate techniques. *Pakistan Journal of Botany* 411, 53–60.
- Akbar, F., Ahmad, Z., Shad, M., Ansari, T. M. (2003) An Ecological study of roadside vegetation and soils in Sahiwal district. *Online Journal of Biological Sciences* 37, 627–634.
- Allem, A.C. (1997) Roadside habitats: a missing link in the conservation agenda. *Environmentalist* 17, 7–10.
- 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.
- Angersbach, R. (2012) Fundmeldungen-Neufunde-Bestätigungen-Verluste. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 24, 107–134.
- Ansong, M. & Pickering, C. (2013) Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. *PLoS One* 8, e80275.
- Arditti, J. & Ghani, A. K. A. (2000) Numerical and physical properties of orchid seeds and their biological implications. *New Phytologist* 145, 367–421.
- Atherden, M. (2018) Roadside Assistance: management and conservation of North Yorkshire's wayside flowers. *Back from the Edge: The Fall & Rise of Yorkshire's Wildlife*, 73.
- Auestad, I., Rydgren, K., Austad, I. (2011) Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici* 48, 289–303.
- Bacaro, G., Maccherini, S., Chiarucci, A., Jentsch, A., Rocchini, D., Torri, D., Gioria, M., Tordoni, E., Martellos, S., Altobelli, A., Otto, R., Escudero, C. G., Fernández-Lugo, S., Fernández-Palacios, J. M., Arévalo J. R. (2015) Distributional patterns of endemic, native and alien species along a roadside elevation gradient in Tenerife, Canary Islands. *Community Ecology* 16, 223–234.
- Baker, M. L. (2005) Contributions to a catalogue of alien plants in Tasmania. *Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania* 139, 33–48.
- Bakker, J. P. & de Vries, Y. D. (1992) Germination and early establishment of lower salt-marsh species in grazed and mown salt marsh. *Journal of Vegetation Science* 3, 247–252.
- Ballantyne, M. & Pickering, C. (2011) Ecotourism as a threatening process for wild orchids, *Journal of Ecotourism* 11, 34–47.
- 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, 3745–3755
- Barbour, M. G. (1978) The effect of competition and salinity on the growth of a salt marsh plant species. *Oecologia* 37, 93–99.
- Barrett, G. W. & Barrett, T. L. (2001) Cemeteries as repositories of natural and cultural diversity. *Conservation Biology* 15, 1820–1824.
- Barton, K., & Barton, M. K. (2019) Package 'MuMIn'. R package version, 16.
- Batanouny, K. H. (1979) Vegetation along the Jeddah-Mecca road: pattern and process as affected by human impact. *Journal of Arid Environments* 21, 21–30.
- Bateman, R. M., Molnár, V. A., Sramkó, G. (2017) In situ morphometric survey elucidates the evolutionary systematics of the Eurasian *Himantoglossum* clade (Orchidaceae: Orchidinae). *PeerJ* 5, e2893.
- Bátori, Z., Körmöczy, L., Zalatnai, M., Erdős, L., Ódor, P., Tölgyesi, C., Margóczy, K., Torma, A., Gallé, R., Cseh, V., Török, P. (2016) River dikes in agricultural landscapes: The importance of secondary habitats in maintaining landscape-scale diversity. *Wetlands* 36, 251–264.
- Baxter-Gilbert, J. H., Riley, J. L., Neufeld, C. J., Litzgus, J. D., Lesbarrères, D. (2015) Road mortality potentially responsible for billions of pollinating insect deaths annually. *Journal of Insect Conservation*, 19, 1029–1035.
- Beier, P. & Noss, R. F. (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241–1252.
- Bekker, R. M., Bakker, J. P., Grandin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschod, 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.
- Bennett, A. F. (1991) Roads, roadsides and wildlife a conservation: a review. *Nature conservation 2: the role of corridors* (ed. by D.A. Saunders and R.J. Hobbs), pp. 99–118.
- Bernes, C., Bullock, J. M., Jakobsson, S., Verheyen, K., Lindborg, R. (2017) How does roadside vegetation management affect the diversity of vascular plants and invertebrates? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 6, 16.
- Signal, E. M. & McCracken, D. I. (1996) Low-intensity farming systems in the conservation of the countryside. *Journal of Applied Ecology* 33, 413–424.
- Blondel, J. (2006) The ‘design’ of Mediterranean landscapes: a millennial story of humans and ecological systems during the Historic Period. *Human Ecology* 34, 713–729.
- Bochet, E. & García-Fayos, P. (2004) Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12, 166–174.
- Box, J. (1999) Nature conservation and post-industrial landscapes. *Industrial Archaeology Review* 21, 137–146.
- Brandes, D. (1998a) Vegetation der Straßenränder Korfuss. *Vegetationsökologie von Habitatsinseln und linearen Strukturen*. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 5, 247–262.
- Brandes, D. (1998b) Flora und Vegetation der Straßenränder von Mallorca. *Vegetationsökologie von Habitatsinseln und linearen Strukturen*. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten 5, 275–293.
- Brandes, D. (2009) Autobahnen als Wuchsorte und Ausbreitungswege von Ruderal- und Adventivpflanzen. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 8, 373–394.
- Bray, T. E. & Wilson, B. L. (1992) Status of *Platanthera praeclara* Sheviak & Bowles (western prairie fringed orchid) in the Platte River Valley in Nebraska from Hamilton to Garden counties. *Transactions of the Nebraska Academy of Sciences* 19, 57–62.
- Breitfeld, M., Horbach, H. D. (2006) *Plantago coronopus* L. jetzt auch in Oberfranken. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 76, 129–134
- Breunig, T. (2000) Eine weitere Art erobert die Autobahn-Mittelstreifen – auf das Dänische Löffelkraut ist zu achten. *Pflanzenpresse* 1, 12.
- Breunig, T. (2005) Neuzuzug aus dem Norden. Das Dänische Löffelkraut ist via Autobahn auf dem Weg Richtung Süden. – BDM-inside, Reinach (Basel): Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz, Hintermann & Weber AG. 6, 4–5.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Bolker, B. M. (2017) Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. *bioRxiv* 132753.
- Buch, C. & Jagel, A. (2011) Still-Leben Ruhrschnellweg–Eine floristisch-faunistische Kartierung der A40 in Bochum. *Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins* 2, 120–127.
- Buchholz, S., Blick, T., Hannig, K., Kowarik, I., Lemke, A., Otte, V., Scharon, J., Schönhofer, A., Teige, T., von der Lippe, M., Seitz, B. (2016) Biological richness of a large urban cemetery in Berlin. Results of a multi-taxon approach. *Biodiversity Data Journal* 4, e7057.
- Buhr, C., Herrmann, A., Nogatz, T., Kummer, V. (2017) Beitrag zur Flora des Potsdamer Stadtgebietes V. *Botanischer Verein von Berlin und Brandenburg* 149, 73–134
- Bzdon, G. (2009) Floristic diversity of gravel-pits of the Siedlce Plateau – an analysis of the flora. *Biologia* 64, 35–66.
- Carey, P. D. & Farrell, L. (2002) *Himantoglossum hircinum* (L.) Sprengel. *Journal of Ecology* 90, 206–218.
- Ciardo, F. & Hoffer-Massard, F. (2006) Deux Espèces halophiles nouvelles pour la suisse: *Spergularia salina* J. et C.Presl et *Catapodium loliaceum* (Hudson) Link. *Bulletin du Cercle vaudois de botanique* 35, 73–76.
- Clavel, J., Julliard, R., Devictor, V. (2011) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and Environment* 9, 222–228.
- Clifford, H. T. (1959) Seed dispersal by motor vehicles. *Journal of Ecology* 47, 311–315.
- Cochard, P. O. (2005) *Cochlearia danica* L., une halophyte adventice des autoroutes. *Symbioses* 13, 69–74.
- Cody, M. L., MacArthur, R. H., Diamond, J. M. (1975) *Ecology & Evolution of communities*. Harvard University Press.
- Cousins, S. A. (2006) Plant species richness in midfield islets and road verges—the effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation* 127, 500–509.
- Cousins, S. A., Lindborg, R. (2008) Remnant grassland habitats as source communities for plant diversification in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 141, 233–240.

- Craney, T. A., Surlles, J. G. (2002) Model-dependent variance inflation factor cutoff values. *Quality Engineering* 143, 391–403.
- Curtis, J. T. (1946) Use of mowing in management of white lady's slipper. *The Journal of Wildlife Management* 10, 303–308.
- Czarna, A. & Nowinska, R. (2010) Vascular plants of certain old Jewish cemeteries in Western Carpathians. *Botanika-Steciana* 14, 45–52.
- Czech, B., Krausman, P. R., Devers, P. K. (2000) Economic associations among causes of species endangerment in the United States: associations among causes of species endangerment in the United States reflect the integration of economic sectors, supporting the theory and evidence that economic growth proceeds at the competitive exclusion of nonhuman species in the aggregate. *American Institute of Biological Sciences Bulletin* 50, 593–601.
- Damschen, E. I., Haddad, N. M., Orrock, J. L., Tewksbury, J. J., Levey, D. J. (2006) Corridors increase plant species richness at large scales. *Science* 313, 1284–1286.
- Daoud, H. S. (1975) The Genus *Plantago* in Kuwait. *Kuwait Journal of Science* 2, 35–57.
- Das, K. & Duarah, P. (2013) Invasive alien plant species in the roadside areas of Jorhat, Assam: Their harmful effects and beneficial uses. *International Journal of Engineering Research and Applications* 35, 353–358.
- Davis, B. N. K. (1979) Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. *Minerals and the Environment* 1, 48–56.
- 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.
- Dawson, B. L. (1991) South African road reserves: valuable conservation areas. In: Saunders DA, Hobbs RJ (eds) *Nature conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty, Adelaide, pp. 119–130.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. (2014) Solonetz meadow vegetation (*Beckmannion eruciformis*) in East-Hungary – an alliance driven by moisture and salinity. – *Tuexenia* 34, 187–203.
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wojcikowska, B., Moysiyyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembiczy, I., Bykov, N. I., Török, P. (2016) Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. *Biodiversity and Conservation* 25, 2473–2490.
- Deckers, B., Becker, P. D., Honnay, O., Hermy, M., Muys, B. (2005) Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: effects of age and isolation. *Journal of Biogeography* 32, 99–109.
- Delforge, P. (2006) *Orchids of Europe, North Africa and the Middle East*. London: A&C Black Publishers Ltd., London
- Díaz Gonzalez, T. E., Penas Merino, A., Herrero Cembrano, L., Perez Morales, C., Llamas Garcia, F., Terron Alfonso, A. (1988) Estudio de Los Herbazales nitrofilos vivaces y comunidades ruderal viarias de la provincia de leon (NW de Espast. A). *Acta Botanica Barcinonense* 37, 113–131.
- Dickoré, W. B. & Springer, S. (2016) Weitere Notizen zur Flora von München. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 86, 262–276.
- Ditě, D. & Ditětová, Z. (2016) Halophytes spreading along roadsides of northern Slovakia. *Thaiszia-Journal of Botany* 26, 165–172.
- Djordjević, V., Tsiftsis, S., Lakušić, D., Jovanović, S., Stevanović, V. (2016) Factors affecting the distribution and abundance of orchids in grasslands and herbaceous wetlands. *Systematics and Biodiversity* 14, 355–370.
- Djordjević, V. & Tsiftsis, S. (2020) The Role of Ecological Factors in Distribution and Abundance of Terrestrial Orchids. In: Mérillon, J.-M., Kodja, H. (eds.): *Orchids Phytochemistry, Biology and Horticulture, Reference Series in Phytochemistry. Fundamentals and Applications*. Springer Nature Switzerland AG 1–71.
- 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, 63–80.
- Dowling, R. E. (1933) The reproduction of *Plantago coronopus*: an example of morphological and biological seed dimorphism. *Annales of Botany* 47, 861–872.
- Ducháček, M., Batoušek, P., Brabec, J., Kúr, P., Višňák, R. (2017) Lžičník dánský (*Cochlearia danica*) – nový zavlečený druh pro Českou republiku. *Cochlearia danica* – an alien species new to the Czech Republic. *Zprávy České botanické společnosti* 52, 1–8.
- Duchoň, M. (2012) Nové lokality druhu *Himantoglossum adriaticum* (Orchidaceae) v horskej skupine Drieňova v južnej časti

- Strážovských vrchov. Bulletin Slovenskej botanickej spoločnosti 34, 151–157.
- Dunkel, F. G. (1987) Das Dänische Löffelkraut (*Cochlearia danica* L.) als Straßenrandhalophyt in der Bundesrepublik. Floristische Rundbriefe 21, 39.
- Dunkel, F. G., Meierott, L., Thesinger, D. (2001) *Cochlearia danica* L. erreicht Bayern. Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft 71, 159–160.
- Ehl, S., Mildenerberger, K., Frankenberg, T., Ries, C. (2019) Halophytes in roadside habitats: a survey of salt-tolerant vascular plant species along roads in Luxembourg. Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois 121, 37–51.
- Ehmke, W. (2005) Die Orchideen im hessischen Westtaunus. Geobotanische Kolloquien 18, 9–16.
- Ehmke, W. (2015) Fundmeldungen-Neufunde-Bestätigungen-Verluste. Botanik und Naturschutz in Hessen 28, 102.
- Eichler, M. (2014) Fundmeldungen-Neufunde-Bestätigungen-Verluste. Botanik und Naturschutz in Hessen 27, 91.
- Eliáš, P., Sopotlieva, D., Dítě, D., Hájková, P., Apostolova, I., Senko, D., Melečková, Z., Hájek, M. (2013) Vegetation diversity of salt rich grasslands in Southeast Europe. Applied Vegetation Science 16, 521–537.
- Eriksson, O., Cousins, S. A., Bruun, H. H. (2002) Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. Journal of Vegetation Science 13, 743–748.
- Esfeld, K., Hensen, I., Wesche, K., Jakob, S. S., Tischew, S., Blattner, F. R. (2008) Molecular data indicate multiple independent colonizations of former lignite mining areas in Eastern Germany by *Epipactis palustris* (Orchidaceae). Biodiversity and Conservation 17, 2441.
- Essl, F., Dullinger, S., Kleinbauer, I. (2009) Changes in the spatio-temporal patterns and habitat preferences of *Ambrosia artemisiifolia* during its invasion of Austria. Preslia 81, 119–133.
- Euro+Med (2006) Euro+Med PlantBase - the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity. URL: <http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed/> (hozzáférés: 2017. szeptember 27.).
- European Union, (1992) Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. European Commission, Brussel, Belgium.
- Farmer, A. M. (1993) The effects of dust on vegetation a review. Environmental pollution 79, 63–75.
- Feder, J. (2008a) Das Japanische Liebesgras *Eragrostis multicaulis* STEUD. in den Heidekreisen und im übrigen Nordwestdeutschland (mit Bremen). Floristisch Not Lüneburg Heide 16, 13–24.
- Feder, J. (2008b) Die Besonderheiten der rezenten Flora im Bereich der Regionalstelle Bremen. Bremer Botanische Briefe 1, 23–24
- Feder, J. (2012) Bemerkenswerte Pflanzenfunde an Straßen und auf Plätzen in Niedersachsen und Bremen (2011). Bremer Botanische Briefe 14, 10–43.
- Federici, A. & Serpieri, A. (1868) Saggio di una Flora dell'agro urbinata ed epoca della fioritura di molte piante. Bullettino Metereologico di Urbino 2, 48–56.
- Fekete, R., Nagy, T., Bódis, J., Biró, É., Löki, V., Süveges, K., Takács A., Tökölyi J., Molnár, V.A., (2017) Roadside verges as habitats for endangered lizard-orchids (*Himantoglossum* spp.): Ecological traps or refuges? Science of the Total Environment 607, 1001–1008.
- Fekete, R., Mesterhazy, A., Valkó, O., Molnár, V. A. (2018) A hitchhiker from the beach: the spread of the maritime halophyte *Cochlearia danica* along salted continental roads. Preslia 90, 23–37
- Fekete, R., Löki, V., Urgyán, R., Süveges, K., Lovas-Kiss, Á., Vincze, O., Molnár, V. A. (2019) Roadsides and cemeteries: Comparative analysis of anthropogenic orchid habitats in the Eastern Mediterranean. Ecology & Evolution 9, 6655–6664.
- Fekete, R., Bódis, J., Fülöp, B., Süveges, K., Urgyán, R., Malkócs, T., Vincze, O., Luis S., Molnár V. A. (2020) Roadsides provide refuge for orchids: characteristic of the surrounding landscape. Ecology & Evolution 10, 13236–13247.
- Fekete, R., Haszonits, Gy., 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, doi: /10.1007/s10530-021-02531-6.
- Feltwell, J. & Philp, E. (1980) Natural History of the M20 motorway. Transactions of the Kent Field Club 8, 101–114.
- Findlay, T., Scott, C., Bourdages, J. (2000) Response time of wetland biodiversity to road

- construction on adjacent lands. *Conservation Biology* 14, 86–94.
- Fitter, A. H. & Peat, H. J. (1994) The Ecological Flora Database. *Journal of Ecology* 82, 415–425.
- Flowers, T. J. & Colmer, T. D. (2008) Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179, 945–963.
- Follak, S., Dullinger, S., Kleinbauer, I., Moser, D., Essl, F. (2013) Invasion dynamics of three allergenic invasive *Asteraceae* (*Ambrosia trifida*, *Artemisia annua*, *Iva xanthifolia*) in central and eastern Europe. *Preslia* 85, 41–61.
- Forman, R. T. & Alexander, L. E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 207–231
- Forman, R. T. (2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14, 31–35.
- Frahm, J. P. (2008) Überdüngung und Versalzung durch Katalysatoren? Nitrophile Moose und Flechten nehmen zu. *Biologie in unserer Zeit* 38, 94–101.
- 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 de la Société Linnéenne de Lyon* 66, 157–161.
- Fritz, R. & Merriam, G. (1993) Fencerow habitats for plants moving between farmland forests. *Biological Conservation* 64, 141–148.
- Gardiner, T. & Vaughan, A. (2009) Scrub clearance and soil disturbance increases bee orchid *Ophrys apifera* frequency in calcareous grassland at Norton Heath roadside verge, Essex, England. *Conservation Evidence* 6, 39.
- Gelbard, J. L. & Belnap, J. (2003) Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17, 420–432.
- Geritz, S. A. (1995) Evolutionarily stable seed polymorphism and small-scale spatial variation in seedling density. *The American Naturalist* 146, 685–707.
- Gerstberger, P. (2001) *Plantago coronopus* subsp. *commutata* als Straßenrandhalophyt eingebürgert in Mitteleuropa. *Tuexenia* 21, 249–256.
- Godefroid, S. (1999) Study of the roadside vegetation in the Walloon region (South Belgium) and in particular in the Upper Ardennes: phytosociology, ecology, pedology. *Acta Botanica Gallica* 146, 291–292.
- Good, R. (1936) On the distribution of lizard orchid, *Himantoglossum hircinum* Koch. *New Phytologist* 35, 142–170.
- Google Earth (2016) <https://www.google.com/earth/download/ge/>. (hozzáférés: 2015. március 15)
- Google Earth., (2018) <https://www.google.com/earth/download/ge/>. (hozzáférés: 2018. november 7.)
- Grant, C. D. & Koch, J. (2003) Orchid species succession in rehabilitated bauxite mines in Western Australia. *Australian Journal of Botany* 51, 453–457.
- Grašič, M., Anžlovar, S., Krajšek, S. S. (2016) Germination rate of stinkwort (*Dittrichia graveolens*) and false yellowhead (*D. viscosa*) in relation to salinity. *Acta Biologica Slovenica* 59, 5–11.
- Greenberg, C. H., Crownover, S. H., Gordon, D. R. (1997) Roadside soils: a corridor for invasion of xeric shrub by nonindigenous plants. *Natural Areas Journal* 17, 99–109.
- Greenwood, E.F. & Gemmell, R.P. (1978) Derelict industrial land as a habitat for rare plants in S. Lancs.(vc 59) and W. Lancs.(vc 60). *Watsonia* 12, 33–40.
- Gregor, T., Hodvina, S., Barth, U., Bönsel, D., Feuring, C., Uebeler, M. (2012) Weiterführung der hessischen Florenliste. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 24, 71–105.
- Gregor, T. (2014) Fundmeldungen-Neufunde-Bestätigungen-Verluste. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 27, 97.
- Gregor, T. (2015) Fundmeldungen-Neufunde-Bestätigungen-Verluste. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 28, 110.
- Grime, J. P. & Hunt, R. (1975) Relative growth-rate: its range and adaptive significance in a local flora. *Journal of Ecology* 63, 393–422.
- Gulezian, P. Z., Ison, J. L., Granberg, K. J. (2012) Establishment of an invasive plant species (*Conium maculatum*) in contaminated roadside soil in Cook County, Illinois. *American Midland Naturalist* 168, 375–395.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. (1997) Corridors as a conservation tool. *Ecological Bulletins* 48, 182–190.
- Gutte, P. & Fischer, J. (2017) Botanische Neufunde aus den Jahren 2015 und 2016. *Sächsische Floristische Mitteilungen* 19, 55–62
- Gyalog, L. & Sikhegyi, F. (2000) Magyarország földtani térképe, M=1:100 000. [Geological maps of Hungary, M=1:100 000.] – Magyar Állami Földtani Intézet. Budapest.

- Haddad, N. M., Bowne, D. R., Cunningham, A., Danielson, B. J., Levey, D. J., Sargent, S., Spira, T. (2003) Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 843, 609–615.
- Hadi, F., Akhtar, P., Shah, S. M., Hussain, F. (2009) Graveyard of Palosai, district Peshawar, Pakistan as an example of conservation of local plants. *Pakistan Journal of Plant Sciences* 16, 1608–7925.
- Hadi, F., Ibrar, M., & Zaidi, N. (2014) Role of Dag Behsud cemetery in conservation of indigenous medicinal flora of district Nowshera, Pakistan. *Scholarly Journal of Agricultural Science* 4, 87–89.
- 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). *Archiv* 54, 155–167.
- Harrington, J. A. (1994) Roadside landscapes prairie species take hold in midwest rights-of-way. *Ecological Restoration* 12, 8–15.
- Harrison, X. A. (2014) Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in *Ecology & Evolution*. *PeerJ* 2, e616.
- Hobbs, R. J. (1992) The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology & Evolution* 711, 389–392.
- Hofstra, G. & Hall, R. (1971) Injury on road-side trees: leaf injury on pine and white cedar in relation to foliar levels of sodium chloride. *Canadian Journal of Botany* 49, 613–622.
- Hogbin, P. M., Ayre, D. J., Whelan, R. J. (1998) Genetic variation and reproductive success of road verge populations of the rare shrub *Grevillea barklyana* (Proteaceae). *Heredity* 80, 180–186.
- Hohla, M. (2012) *Bromus sitchensis*–neu für Österreich, *Plantago coronopus* neu für Oberösterreich sowie weitere. Beiträge zur Kenntnis der Flora des Innviertels. *Stapfia* 97, 180–192.
- Hohla, M. (2014) *Hystrix patula* – neu für Österreich, sowie weitere Beiträge zur Flora von Oberösterreich, Salzburg, Steiermark und Vorarlberg. *Stapfia* 101, 83–100.
- Hohla, M. (2018) *Physalis grisea* und *Sedum pallidum* neu für Österreich sowie weitere Beiträge zur Adventivflora von Österreich. *Stapfia* 109, 25–40.
- Hohla, M. & Melzer, H. (2003) Floristisches von den Autobahnen der Bundesländer Salzburg, Oberösterreich, Niederösterreich und Burgenland. *Linzer biol. Beiträge* 25, 1307–1326.
- Hohla, M. & Raabe, U. (2012) *Cochlearia danica*–das Dänische Löffelkraut–kein überraschender Neuzugang der Flora von Oberösterreich. *Stapfia* 97, 206–209.
- Holliday, R. J. & Johnson, M. S. (1979) The contribution of derelict mineral and industrial sites to the conservation of rare plants in the United Kingdom. *Minerals and the Environment* 1, 1–7.
- Hopper, S. D. (1990) Western Australia's endangered flora and other plants under consideration for declaration. Dept. of Conservation and Land Management, WA Wildlife Research Centre.
- Hopwood, J. L. (2008) The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biological Conservation* 141, 2632–2640.
- Hopwood, J., Black, S., Fleury, S. (2015) Roadside best management practices that benefit pollinators: Handbook for supporting pollinators through roadside maintenance and landscape design (No. FHWA-HEP-16-059). U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration.
- Houska, C. (2007) Deicing Salt–Recognizing the Corrosion Threat. International Molybdenum Association, Pittsburgh, TMR Consulting 1–10.
- Hovd, H. & Skogen, A. (2005) Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110, 257–265.
- Huhta, A.P. & Rautio, P. (2007) A case with blue gentian blues: roadside-cutters creating neo grasslands as refugia for endangered *Gentianella campestris*. *Nordic Journal of Botany* 25, 372–379.
- Hussey, B. M. J. (1999) The flora roads survey volunteer recording of roadside vegetation in Western Australia. In: Saunders, D.A. (Ed.), *Nature Conservation 4: The Role of Networks*. Surrey Beatty & Sons Propriety, Chipping Norton, Australia, pp. 41–48.
- Ibisch, P. L., Hoffmann, M. T., Kreft, S., Pe'er, G., Kati, V., Biber-Freudenberger, L., Dominick, A., Della Sala, D. A., Vale, M. M., Hobson, P. R., Selva, N. (2016) A global map of roadless areas and their conservation status. *Science* 354, 1423–1427.
- Imbert, E. (2002) Ecological consequences and ontogeny of seed hetero-morphism. *Perspectives in Plant Ecology* 5, 13–36.

- IUCN (2018) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1. <http://www.iucnredlist.org>. (hozzáférés: 2018. március 13.).
- Iuell, B., Bekker, G. J., Cuperus, R., Dufek, J., Fry, G., Hicks, C., Hlaváč, V., Keller, V. B., Rosell, C., Sangwine, T., Tørslov, N., Wandall, Le Maire, B. (2003) Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions.
- Jagel, A. & Gausmann, P. (2009) Zum Wandel der Flora von Bochum im Ruhrgebiet (Nordrhein-Westfalen) in den letzten 120 Jahren. Jahrbuch des Bochumer Botanischen Vereins 1, 7–53.
- Jakobsson, S., Bernes, C., Bullock, J. M., Verheyen, K., Lindborg, R. (2018) How does roadside vegetation management affect the diversity of vascular plants and invertebrates? A systematic review. *Environmental Evidence* 7, 17.
- Janečková, P., Wotavová, K., Schödelbauerová, I., Jersáková, J., Kindlmann, P. (2006) Relative effects of management and environmental conditions on performance and survival of populations of a terrestrial orchid, *Dactylorhiza majalis*. *Biological Conservation* 129, 40–49.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., Saarnio, S. (2006) Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici* 43, 107–117.
- Jennersten, O. L. A. (1988) Pollination in *Dianthus deltoides* (Caryophyllaceae): effects of habitat fragmentation on visitation and seed set. *Conservation Biology* 2, 359–366.
- Jersáková, J. & Malinová, T. (2007) Spatial aspects of seed dispersal and seedling recruitment in orchids. *New Phytologist* 176, 237–241.
- 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, 514–522.
- Jurkiewicz, A., Turnau, K., Mesjasz-Przybyłowicz, J., Przybyłowicz, W., Godzik, B. (2001) Heavy metal localisation in mycorrhizas of *Epipactis atrorubens* (Hoffm.) Besser (Orchidaceae) from zinc mine tailings. *Protoplasma* 218, 117–124.
- Kalwij, J. M., Milton, S. J., McGeoch, M. A. (2008) Road verges as invasion corridors? A spatial hierarchical test in an arid ecosystem. *Landscape Ecology* 23, 439–451.
- Känzig-Schoch, U. (2006) Häufigkeit und Verbreitung von *Himantoglossum hircinum* im Kanton Bern. *Botanica Helvetica* 116, 91–118.
- Kaplan, Z., Danihelka, J., Štěpánková, J., Ekrt, L., Chrtek, J. Jr., Zázvorka, J., Grulich, V., Řepka, R., Prančl, J., Ducháček, M., Kúr, P., Šumberová, K., Brůna, J. (2016) Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 2. *Preslia* 88, 229–322.
- Kaplan, Z., Koutecký, P., Danihelka, J., Šumberová, K., Ducháček, M., Štěpánková, J., Ekrt, L., Grulich, V., Řepka, R., Kubát, K., Mraz, P., Wild, J., Bruna, J. (2018) Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 6. *Preslia* 90, 235–346.
- Karatzas, I. A. & Karatza, A. (2009) Wild Orchids of Lesvos: 323p. *Entelechia, Mytileni* (en grec).
- Kelcey, J. G. (1984) Industrial development and the conservation of vascular plants, with special reference to Britain. *Environmental Conservation* 11, 235–245.
- Khan, M. A. & Gul, B. (1998) High salt tolerance in germinating dimorphic seeds of *Arthrocnemum indicum*. *International Journal of Plant Sciences* 159, 826–832.
- Khan, I., Navie, S., George, D., O'donnell, C., Adkins, S. W. (2018) Alien and native plant seed dispersal by vehicles. *Austral Ecology* 43, 76–88.
- Király, G. (2007) Red list of the vascular flora of Hungary. Private Edition, Sopron.
- Klaver, J. M. I. (2011) *Himantoglossum adriaticum* H. Baumann in Central-East Italy (Pesaro-Urbino, Marche) and FFH-Directive 92/43/EEC. *Journal Europäischer Orchideen* 43, 590–602.
- Klug, W. (2012) Bemerkenswerte floristische Entwicklung auf der ehemaligen Autobahnstrecke am Südhang der Hörselberge und Pflanzenfunde in Westthüringen. – Informationen zur floristischen Kartierung in Thüringen 31, 1–48.
- Koch, M. (1996) Zur Ausbreitung des Dänischen Löffelkrautes (*Cochlearia danica* L.) als Küstensippe in das Niedersächsische Binnenland. *Floristische Rundbriefe* 30, 20–23.
- Koch, M. (1997) Kurznotiz zur südlichen Ausbreitung des Dänischen Löffelkrautes (*Cochlearia danica* L.) in Nordrhein-Westfalen. *Floristische Rundbriefe* 31, 136–138.
- Kocián, P., Danihelka, J., Lengyel, A., Jun, J. C., Duchacek, M., Kúr, P. (2016) Limonka Gmelinova (*Limonium gmelinii*) na dálnicích

- České republiky. *Acta rerum naturalium* 19, 1–6.
- 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, 67–76.
- Kooijman, A. M., Bruin, C. J. W., van de Craats, A., Grootjans, A. P., Oostermeijer, J. G. B., Scholten, R., Sharudin, R. (2016) Past and future of the EU-habitat directive species *Liparis loeselii* in relation to landscape and habitat dynamics in SW-Texel, the Netherlands. *Science of the Total Environment* 568, 107–117.
- Korsch, H. (2004) Kleiner Beitrag zur Flora von Thüringen (9). *Informationen zur floristischen Kartierung in Thüringen* 23, 1–36.
- Kovács, D. & Lengyel, A. (2015): Adatok a *Plantago coronopus* L. hazai elterjedéséhez [Additional data to the distribution of *Plantago coronopus* L. in Hungary.] – *Kitaibelia* 20, 300–310.
- Kowarik, I., Buchholz, S., von der Lippe, M., Seitz, B. (2016) Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening* 19, 68–78.
- Kozár, F. (2009) Pajzstetű (Hemiptera: Coccoidea) fajok és a klímaváltozás: Vizsgálatok magyarországi autópályákon. *Növényvéd.* 45: 577–588
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K.M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I. (2010) Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13, 597–605.
- Křenová, Z., Chocholoušková, Z., Zýval, V. (2012) Effects of applying deicing salt to roads in protected areas: a preliminary study in the Bavarian Forest National Park. *European Journal of Environmental Sciences* 2, 56–61.
- Kretzschmar, H., Kretzschmar, G., Eccarius, W. (2004) Orchids: Crete and Dodecanese: the Orchid Flora of the Islands of Crete, Kasos, Karpathos, and Rhodes. *Mediterraneo Editions*
- Kreutz, C. A. J. (2004) Die Orchideen von Zypern: Beschreibung, Lebensweise, Verbreitung, Gefährdung, Schutz und Ikonographie. The orchids of Cyprus: description, pattern of life, distribution, threat, conservation and iconography. *Kreutz & Seckel, Landgraaf.*
- Kreutz, C. A. J. & Krüger, B. (2014) Über *Ophrys isaura* und *Ophrys kreutzii* in der Türkei. *Journal of European Orchids*, 46, 53–66.
- Krippel, Y., Helminger, T., Colling, G. (2018) Notes floristiques. Observations faites au Luxembourg (2016-2017). *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* 120, 57–76.
- Kulbrock, P., Lienenbecker, H., Kulbrock, G. (2007) Beiträge zu einer Neuauflage der Flora von Bielefeld-Gütersloh Teil 8. *Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend* 47, 161–255.
- Kummer, V., Petrick, W., Illig, H. (2015) Nachtrag zur „Flora des Spreewaldes“. *Botanischer Verein von Berlin und Brandenburg* 148, 129–154.
- Lambers, H., Cambridge, M. L., Konings, H., Pons, T. L. (1989) Causes and consequences of variation in growth rate and productivity of higher plants. The Hague, The Netherlands: SPB Academic Publishing.
- Lamont, B. B., Klinkhamer, P. G., Witkowski, E. T. F. (1993) Population fragmentation may reduce fertility to zero in *Banksia goodii* – a demonstration of the Allee effect. *Oecologia* 94, 446–450.
- Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S. M., Cuadrat-Prats, J. M. (2005) Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography* 25, 47–65.
- Leach, S. J. (1994) *Cochlearia danica* on inland roadsides – an update. – *Botanical Society of the British Isles News* 65, 12–13.
- Lin, S. (2007) The distribution and role of an invasive plant species, *Lantana camara*, in disturbed roadside habitats in Moorea, French Polynesia. [online] URL: <http://www.escholarship.org> (hozzáférés: 2020. április 19.)
- Löki, V., Tökölyi, J., Süveges, K., Lovas-Kiss, Á., Hürkan, K., Sramkó, G., Molnár, V. A. (2015) The orchid flora of Turkish graveyards: a comprehensive survey. *Willdenowia* 45, 231–243.
- Lundholm, J. T. & Richardson, P. J. (2010) Mini-review: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology* 47, 966–975.

- Lüdecke, D., Makowski, D., Waggoner, P. (2019) Performance: assessment of regression models performance. R package version 0.4, 2.
- Magyar Közúti Nonprofit Zrt. (2019) URL: <https://internet.kozut.hu/> (hozzáférés: 2019. június 20.)
- 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, 3461–3473.
- McKinney, M. L. (2002) Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* 52, 883–890.
- Melman, P. J. M. & Verkaar, H. J. (1991) Layout and management of herbaceous vegetation in road verges. Nature engineering and civil engineering works. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Wageningen, 62–78.
- Merriam, G. & Saunders, D. A. (1993) Corridors in restoration of fragmented landscapes. In Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Ehrlich, P. R. (eds) *Nature Conservation 3: Reconstruction of fragmented ecosystems: 71-87*. Chipping Norton, New South Wales, Australia: Surrey Beatty and Sons.
- Metnet (2017) URL: <https://www.metnet.hu/> (hozzáférés: 2017. szeptember 14.).
- Médail, F. & Quezel, P. (1997) Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84, 112–127.
- Molnár, V. A. & Löki, V. (2016) *Cochlearia danica* (Lapierre) DC. pp. 427. In: Raab-Straube E. von & Raus Th. (ed.): *Euro+Med-Checklist Notulae*, 6. *Willdenowia* 46, 423–442.
- Molnár, V. A., Takács, A., Mizsei, E., Löki, V., Barina, Z., Sramkó, G., Tökölyi J. (2017a) Religious differences affect orchid diversity of Albanian graveyards. *Pakistan Journal of Botany* 49, 289–303.
- Molnár, V. A., Nagy, T., Löki, V., Süveges, K., Takács, A., Bódis, J., Tökölyi, J. (2017b) Graveyards as refuges for Turkish orchids against salep harvesting. *Ecology & Evolution* 7, 11257–11264.
- Molnár, V. A., Löki, V., Máté, A., Molnár, A., Takács, A., Nagy, T., Lovas-Kiss Á., Lukács B. A., Sramkó G., Tökölyi, J. (2017c). The occurrence of *Spiraea crenata* and other rare steppe plants in Pannonian graveyards. *Biologia* 72, 500–509.
- Molnár, V. A. & Csábi, M. (2021) Magyarország orchideái (Orchids of Hungary) Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Növénytani Tanszék, Debrecen
- Molnár, Zs. & Borhidi, A. (2003) Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33, 377–408.
- 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, 191–199.
- Muñoz, P. T., Torres, F. P., Megias, A. G. (2014) Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity and Conservation* 24, 659–682.
- Murren, C. & Ellison, A. (1998) Seed dispersal characteristics of *Brassavola nodosa* (Orchidaceae). *Amer J Bot* 85, 675–675.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Nakazawa, M. (2017) fmsb: Functions for medical statistics book with some demographic data, 2014. R package.
- Nascimbene, J., Zottini, M., Ivan, D., Casagrande, V., Marini, L. (2016) Do vineyards in contrasting landscapes contribute to conserve plant species of dry calcareous grasslands? *Science of the Total Environment* 545, 244–249.
- Ndiokwere, C. L. (1984) A study of heavy metal pollution from motor vehicle emissions and its effect on roadside soil, vegetation and crops in Nigeria. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 7, 35–42.
- Nguyen, T. L. T. (2011) The invasive potential of parthenium weed (*Parthenium hysterophorus* L.) in Australia. PhD Thesis, University of Queensland, Brisbane
- Nicodème, C., Diamandouros, K., Diez, J., Durso, C., Arampidou, K., Nuri, A. K. (2017) *Road Statistics Yearbook 2017*.
- Niu, L., Ye, H., Pang, L., Fan, J. (2019) Ecological Environment Restoration of Roadside Vegetation in Expressway of Alpine Regions. *Ekoloji* 28, 2629–2641.
- Noordijk, J., Schaffers, A., Sýkora, K. V. (2008) Diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in roadside verges with grey hair-grass vegetation. *European Journal of Entomology* 105(2).

- Olivier, J. F. (1996) Nouvelle stations de *Cochlearia danica* L. près de Bruxelles. *Dumortiera* 66, 1–3.
- Online Atlas of the British and Irish Flora (2017) URL: <http://www.brc.ac.uk> (hozzáférés: 2017. szeptember 18.).
- Otto, H. W., Gebauer, P., Härtel, H., Hardtke, H. J. (1997) Floristische Beobachtungen 1996 in Oberlausitz und Elbhügelland. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 6, 57–82.
- Özhatay, N. & Gürdal, Ş. K. B. (2013) Checklist of additional taxa to the supplement flora of Turkey VI. *Journal of Pharmacy of Istanbul University* 43, 33–83.
- Pagitz, K. & Pagitz-Lechner, C. (2015) Neues zur Neophytenflora Nord- und Osttirols (Österreich). *Neireichia* 7, 29–44.
- Parr, T. W. & Way, J. M. (1988) Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25, 1073–1087.
- Perring, F. H. (1969) The botanical importance of roadside verges. In: Way, J.M., (ed.) *Road verges – their function and management*. Abbots Ripton, The Nature Conservancy, pp. 4–7.
- Phillips, B. B., Gaston, K. J., Bullock, J. M., Osborne, J. L. (2019) Road verges support pollinators in agricultural landscapes, but are diminished by heavy traffic and summer cutting. *Journal of Applied Ecology*, 56, 2316–2327.
- Phillips, B. B., Bullock, J. M., Gaston, K. J., Hudson-Edwards, K. A., Bamford, M., Cruse, D., Dicks, L. V., Falagan, C., Wallace, C., Osborne, J. L. (2021) Impacts of multiple pollutants on pollinator activity in road verges. *Journal of Applied Ecology* 0, 1–13.
- Plumwood, V. (2007) The cemetery wars: cemeteries, biodiversity and the sacred!. *Local-Global Journal* 3, 54–71.
- 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, 1753–1763.
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Kontula, T. (2005) Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6, 25–33.
- Pyšek P. & Hulme P. E. (2005) Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking pattern to process. *Ecoscience* 12, 302–315.
- QGIS Development Team (2017) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- QGIS Development Team (2019) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team (2017) The R Project for for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- R Core Team (2018) The R Project for for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Raabe, U. (2008) (80) *Cochlearia danica*. In: Fischer M. A. & H. Niklfeld: *Floristische Neufunde (76–98)*: *Neireichia* 5, 267.
- Rahman, A. H. M. M., Anisuzzaman, M., Haider, S. A., Ahmed, F., Rafiul Islam, A. K. M., Naderuzzaman, A.T. M. (2007) Floristic composition of graveyards of Rahjistan City Bangladesh. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences* 3, 670–675.
- Rai, I. D., Adhikari, B. S., Rawat, G. S. (2010) A unique patch of timberline ecotone with three species of Lady’s slipper orchids in Garhwal Himalaya, India. *Journal of Threatened Taxa* 2, 766–769.
- Rankou, H (2011) *Gymnadenia lithopolitanica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011:e.T175943A7150321. (hozzáférés: 2020. február 6.)
- Ratcliffe, D. A. (1974) Ecological effects of mineral exploitation in the United Kingdom and their significance to nature conservation. *Proceedings of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 339, 355–372.
- Reeves, R. D. (1988) Nickel and zinc accumulation by species of *Thlaspi* L., *Cochlearia* L., and other genera of the *Brassicaceae*. *Taxon* 37, 309–318.
- Reznicek, A. A. (1980) Halophytes along a Michigan Roadside with comments on the occurrence of halophytes in Michigan. *Michigan Botanist* (USA).
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., West, C. J. (2000) Naturalization and invasion of alien

- plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93107.
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., Ripley, M. B. (2013) Package 'mass'. Cran R, 538.
- Ross, S. M. (1986) Vegetation change on highway verges in south-east Scotland. *Journal of Biogeography* 13, 109–117.
- Ryttäri, T. & Kettunen, T. (1997) Uhanalaiset kasvimme.[Our endangered plant species]. Suomen ympäristökeskus, Tammer-Paino Oy, Tampere, FI.
- Schabel, J. & Eldridge, D. J. (2001) A comparison of roadside and paddock vegetation in the box woodlands of eastern Australia. School of Geography, University of NSW.
- Schlaepfer, M. A., Runge, M. C., Sherman, P. W. (2002) Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 474–480.
- Schmidt, D., Király, G., Horváth, A., Szűcs, P. (2014) Autópályán érkező tengerparti jövevény: A *Plantago coronopus* L. Magyarországon [Plantago coronopus L. in Hungary: a new adventive species coming from the European seashore]. – X. 'Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében' Konferencia absztraktkötete, pp. 203–204.
- Schmidt, D., Dítětová, Z., Horváth, A., Szűcs, P. (2016) Coastal newcomer on motorways: the invasion of *Plantago coronopus* in Hungary. *Studia Botanica Hungarica* 47, 319–334.
- Schmidt, D., Bauer, N., Fekete, R., Haszonits, Gy., Süveges, K., Molnár, V. A. (2020) A csókalábú útifű (*Plantago coronopus*) folytatódó térhódítása Magyarországon. *Kitaibelia* 25, 19–26.
- Schmidt, W. (1989) Plant dispersal by motor cars. *Vegetatio* 80, 147–152.
- Schönfelder, I. (2014) Beobachtungen zu Vorkommen einiger neophytischer Arten 2012/13. Informationen zur floristischen Kartierung in Thüringen 33, 39–42.
- Scott, N. E. (1985) Road de-icing salt and the invasion of verges by halophytes (Doctoral dissertation, Newcastle University).
- Scott, N. E. & Davison, A. W. (1982) De-icing salt and the invasion of road verges by maritime plants. *Watsonia* 14, 41–52.
- Shefferson, R. P., Kull, T., Tali, K. (2008) Mycorrhizal interactions of orchids colonizing Estonian mine tailings hills. *American Journal of Botany* 95, 156–164.
- Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J., Mehlman, D. W. (1992) Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6, 493–504.
- Sirami, C., Nespoulous, A., Cheylan, J. P., Marty, P., Hvenegaard, G. T., Geniez, P., Martin, J. L. (2010) Long-term anthropogenic and ecological dynamics of a Mediterranean landscape: impacts on multiple taxa. *Landscape and Urban Planning* 96, 214–223.
- Skálová, H., Guo, W. Y., Wild, J., Pyšek, P. (2017) *Ambrosia artemisiifolia* in the Czech Republic: history of invasion, current distribution and prediction of future spread. *Preslia* 89, 1–16.
- Slaviero, A., Del Vecchio, S., Pierce, S., Fantinato, E., Buffa, G. (2016) Plant community attributes affect dry grassland orchid establishment. *Plant Ecology* 217, 1533–1543.
- Sletvold, N., Øien, D.I., Moen, A. (2010) Long-term influence of mowing on population dynamics in the rare orchid *Dactylorhiza lapponica*: the importance of recruitment and seed production. *Biological Conservation* 143, 747–755.
- Smith, P. H. & Cross, S. (2016) Effect of mowing regime on abundance of green-winged orchid *Anacamptis morio* on coastal grassland in Merseyside, England.
- Sonkoly, J., E Vojtkó, A., Tökölyi, J., Török, P., Sramkó, G., Illyés, Z., Molnár, V. A. (2016) Higher seed number compensates for lower fruit set in deceptive orchids. *Journal of Ecology* 104, 343–351.
- Spooner, P. G. (2005) On squatters, settlers and early surveyors: historical development of road reserves in southern New South Wales. *Australian Geography* 36, 55–73.
- Sramkó, G., Molnár, A., Hawkins, J. A., Bateman, R. M. (2014) Molecular phylogeny and evolutionary history of the Eurasian orchid genus *Himantoglossum* s.l. (Orchidaceae). *Ann Bot* 114, 1609–1626.
- Stefanovits, P., Filep, Gy., Füleky, Gy. (1999) Talajtan [Pedology]. – Mezőgazda Kiadó, Budapest. 422 pp.
- Stowe, J. P., Schmidt, E. V., Green, D. (2001) Toxic burials: The final insult. *Conservation Biology* 15, 1817–1819.
- Sun, M. (1997) Genetic diversity in three colonizing orchids with contrasting mating systems. *Amer J Bot* 84, 224–224.
- Swarts, N. D. & Dixon, K. W. (2009) Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. *Annals of Botany* 104, 543–556.






- Sýkora, K. V., Kalwij, J. M., Keizer, P. J. (2002) Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of road-side verges in the Netherlands. *Preslia* 74, 421–436.
- Szentesi, A., György, Z., Jermy, T., Kiss, B. (2017) Seasonal changes in bruchid (Coleoptera: Chrysomelidae: Bruchinae) assemblages along managed highway ecotones. *European Journal of Entomology*, 114, 488–499.
- Tewksbury, J. J., Levey, D. J., Haddad, N. M., Sargent, S., Orrock, J. L., Weldon, A., Danielson, B. J., Brinkerhoff, J., Damschen, E. I., Townsend, P. (2002) Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proceedings of the national academy of sciences* 99, 12923–12926.
- Thiele, J., Schirmel, J., Buchholz, S. (2018) Effectiveness of corridors varies among phytosociological plant groups and dispersal syndromes. *PLoS One* 13, e0199980.
- Thompson, J. D. (2005) *Plant Evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Tikka, P. M., Högmander, H., Koski, P. S. (2001) Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16, 659–666.
- Tikka, P. M., Koski, P. S., Kivelä, R. A., Kuitunen, M. T. (2000) Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3, 25–32.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D. (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292, 281–284.
- Tormo, R., Silva, I., Gonzalo, Á., Moreno, A., Pérez, R., Fernández, S. (2011) Phenological records as a complement to aerobiological data. *International J. Biomedical Science* 55, 51–65.
- Török, P., Migléc, 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.
- Trigo, M. M., Fernandez Ruiz, M. C., Salvo, A. E. (1990) Sobre la palinología de las especies anemófilas más frecuentes en bordes de caminos de la ciudad de Málaga. In: Blanca López G. – Díaz de la Guardia C. – Fernández Fernández MC. – Garrido MR. – Rodríguez García IM. – Romero García AT. (ed.): *Polen, Esporas y sus aplicaciones*. Universidad de Granada, pp. 355–362
- Truscott, A. M., Palmer, S. C. F., McGowan, G. M., Cape, J. N., Smart, S. (2005) Vegetation composition of roadside verges in Scotland: the effects of nitrogen deposition, disturbance and management. *Environmental Pollution* 136, 109–118.
- Turis, P., Kliment, J., Feráková, V., Dítě, D., Eliáš, P., Hrivnák, R., Košťál, J., Šuvada, R., Mráz, P., Bernátová, D. (2014) Red List of vascular plants of the Carpathian part of Slovakia. *Thaiszia-Journal of Botany* 24, 35–87.
- Turrill, W. B. (1932) On the Flora of the Nearer East: XI. A contribution to the flora of Albania. *Bulletin of miscellaneous information (Royal Botanic Gardens, Kew)* 1932, 193–198.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M., Webb D. A. (1993) *Flora Europaea*, 2nd ed. Vol. 1 – Cambridge University Press, Cambridge.
- Tyser, R. W. & Worley, C. A. (1992) Alien flora in grasslands adjacent to road and trail corridors in Glacier National Park, Montana (USA). *Conservation Biology* 6, 253–262.
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B. (2017) Filling up the gaps—Passive restoration does work on linear landscape elements. *Ecological Engineering* 102, 501–508.
- Valladares, F., Tena, D., Matesanz, S., Bochet, E., Balaguer, L., Costa-Tenorio, M., Tormo, J., Garcia-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.
- van der Ree, R., Smith, D. J., Grilo, C. (2015) *Handbook of Road Ecology*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- van Dijk, H., Wolff, K., de Vries, A. (1988) Genetic variability in *Plantago* species in relation to their ecology. *Theoretical and Applied Genetics* 75, 518–528.
- van Dorp, D. (1996) Seed dispersal in agricultural habitats and the restoration of species-rich meadows. PhD-Thesis. Wageningen Agricultural University
- van Dorp, D., Schippers, P., van Groenendael, J. M. (1997) Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes

- assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology* 12, 39–50.
- van Rossum, F., Triest, L. (2012) Stepping-stone populations in linear landscape elements increase pollen dispersal between urban forest fragments. *Plant Ecology and Evolution* 145, 332–340.
- Vasconcelos, P. B., Araújo, G. M., Bruna, E. M. (2014) The role of roadsides in conserving Cerrado plant diversity. *Biodiversity & Conservation* 23, 3035–3050.
- Vitalos, M. & Karrer, G. (2009) Dispersal of *Ambrosia artemisiifolia* seeds along roads: the contribution of traffic and mowing machines. *Neobiota* 8, 53–60.
- von der Lippe, M. & Kowarik, I. (2007) Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. *Conservation Biology* 21, 986–996.
- Wagenmakers, E. J. & Farrell, S. (2004) AIC model selection using Akaike weights. *Psychonomic Bulletin & Review* 11, 192–196.
- Waser, N. M., Price, M. V., Casco, G., Diaz, M., Morales, A. L., Solverson, J. (2017) Effects of road dust on the pollination and reproduction of wildflowers. *International Journal of Plant Sciences*, 178, 85–93.
- Waterman, R. J. & Bidartondo, M. I. (2008) Deception above, deception below: linking pollination and mycorrhizal biology of orchids. *J. Experimental Botany* 59, 1085–1096.
- Watson, V. J., Rice, P. M., Monnig, E. C. (1989) Environmental fate of picloram used for roadside weed control. *Journal of Environmental Quality* 18, 198–205.
- Way, J. M. (1970) Roads and the conservation of wildlife. *Journal of Institution and Highway Engineers* 17, 5–11.
- Way, J. M. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* 12, 65–74.
- Welch, D. (2001): Colonisation by *Cochlearia danica* L. along trunk roads in central Scotland from 1996 to 2000. *Watsonia* 23, 446–449.
- 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.
- Woch, M. W., Radwanska, M., Stefanowitz, A. M. (2013) Flora of spoil heaps after hard coal mining in Trzebinia (southern Poland): effect of substratum properties. *Acta Botanica Croatica* 72, 237–256.
- Wojcik, V. A. & Buchmann, S. (2012) Pollinator conservation and management on electrical transmission and roadside rights-of-way: a review. *Journal of Pollination Ecology* 7, 16–26.
- 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, 303–309.
- Wünche, A. E., Gebauer, P., Hardtke, H. J., Otto, H. W. (2016) Floristische Beobachtungen 2015 in Oberlausitz und Elbhügelland. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz Band 24*, 51–68.
- Yılmaz, H., Kuşak, B., Akkemik, Ü. (2018) The role of Aşiyan Cemetery (İstanbul) as a green urban space from an ecological perspective and its importance in urban plant diversity. *Urban Forestry and Urban Greening* 33, 92–98.
- Young, A., Boyle, T., Brown, T. (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *TREE* 11, 413–418.
- Zahariev, D. (2014) Favorable impact of road infrastructure on the distribution and abundance of populations of *Himantoglossum caprinum* (M. Bieb.) Spreng. in Shumensko plato Protected area (BG0000382) and Rishki prohod Protected area (BG0000149) from the European ecological network Natura 2000. *Acta Scientifica Naturalis* 1, 166–174.
- Zange, R. (1994) *Plantago coronopus* Linnaeus in Hessen. *Botanik und Naturschutz in Hessen* 7, 55–60.
- Zeeman, B. J., Minden, V., Morgan, J. W. (2018) Non-native plant cover and functional trait composition of urban temperate grasslands in relation to local and landscape-scale road density. *Biological Invasions* 20, 3025–3036.
- Zehetner, F., Rosenfellner, U., Mentler, A., Gerzabek, M. H. (2009) Distribution of road salt residues, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons across a highway-forest interface. *Water, Air and Soil Pollution* 198, 125–132.
- Zidorn, C. (2010) *Cochlearia danica* L. an Autobahnen auf der Schwäbischen Alb und in Bayrisch-Schwaben. *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft* 80, 174–176.
- Zonderwijk, M. (1996) Recente binnenlandse verspreiding van *Cochlearia danica* L. *Gorteria* 22, 22–28.
- Zündorf, H. J., Günther, K. F., Korsch, H., Westhus, W. (2006) *Flora von Thüringen*. Jena.



10. Függelék

Publikációk (2021. 06. 12.)


Az értekezés alapjául szolgáló nemzetközi, referált folyóiratban megjelent cikkek:

	IF*	SJR	Független hivatkozás
Fekete R. , Nagy T., Bódis J., Biró É., Löki V., Süveges K., Takács A., Tökölyi J. & Molnár V. A. (2017): Roadside verges as habitats for endangered lizard-orchids (<i>Himantoglossum</i> spp.): Ecological traps or refuges? – <i>Science of the Total Environment</i> 607 : 1001–1008.	4,610		18
Fekete R. , Mesterházy A., Valkó O. & Molnár V. A. (2018): A hitchhiker from the beach – The spread of a maritime halophyte (<i>Cochlearia danica</i> L.) along salted continental roads. – <i>Preslia</i> 90 : 23–37.	3,071		12
Fekete R. , Löki V., Urgyán R., Süveges K., Lovas-Kiss Á., Vincze O. & Molnár V. A. (2019): Roadside verges and cemeteries: Comparative analysis of anthropogenic orchid habitats in the Eastern Mediterranean. – <i>Ecology and Evolution</i> 9 : 6655–6664.	2,392		5
Fekete R. , Bódis J., Fülöp B., Süveges K., Urgyán R., Malkócs T., Vincze O., L. Silva. & Molnár V. A. (2020): Roadsides provide refuge for orchids: characteristic of the surrounding landscape. – <i>Ecology and Evolution</i> 10 : 13236–13247.	2,392		–
Fekete R. , Haszonits Gy., Schmidt D., Bak H., Süveges K. & Molnár V. A. (2021): Rapid continental spread of a salt-tolerant plant along the European road network. – <i>Biological Invasions</i> DOI: 10.1007/s10530-021-02531-6	3,137		–

Az értekezés témájához kapcsolódó, nemzetközi, referált folyóiratban megjelent cikkek:

	IF	SJR
Molnár V. A., Siffer S., Molnár H. A. & Fekete R. (2020): Occurrence of the rare plant <i>Sternbergia colchiciflora</i> in an urban environment. – <i>Biologia Futura</i> (formerly: <i>Acta Biologica Hungarica</i>) 71 : 93–98.	0,7*	
Löki V., Fekete R. & Molnár V. A. (2020): <i>Ophrys helenae</i> Renz. pp. 320–321. In: Raab-Straube E. von & Raus Th. (ed.): Euro+Med-Checklist Notulae, 12 – <i>Willdenowia</i> 50 : 305–341.	0,887**	

FEKETE Réka: Utak hatása a növényi sokféleségre

	IF	SJR
Süveges K., Molnár V. A., Mesterházy A., Tüdösné Budai J. & Fekete R. (2021) Emergence of a new salt-tolerant alien grass along roadsides? Occurrence of <i>Diplachne fusca</i> subsp. <i>fascicularis</i> (Poaceae) in Hungary. – <i>Acta Botanica Croatica</i> DOI: 10.37427/botcro-2021-014	1,051**	

* 2018-as IF érték.

**2019-es IF érték.

Az értekezés témájához kapcsolódó magyar nyelvű közlemények:

Schmidt D., Bauer N., **Fekete R.**, Haszonits Gy., Süveges K. & Molnár V. A. (2020): A csókalábú útifű (*Plantago coronopus*) folytatódó térhódítása Magyarországon – *Kitaibelia* **25**(1): 19–26.

Az értekezés témájához kapcsolódó ismeretterjesztő cikkek:




Fekete R., Nagy T. & Molnár V. A. (2016): Az utak és az élővilág. – *Interpress Magazin* **36**(1): 38–43.

Fekete R. & Molnár V. A. (2017): Az utak hatása az élővilágra. – *Természet Világa* **148**(6): 268–270.





Fekete R., Bak H. & Molnár V. A. (2021): Növényi stopposok – sótűrő növények terjedése a közutak mentén. – *Természet Világa* **152**(3): 98–102. (A *Növény Egészség Éve* alkalmából meghirdetett cikkpályázat II. díját elnyert cikk)

Molnár V. A., Bak H. & **Fekete R.** (2021): Úton, útfélen. Ökológiai folyosók, csapdák és menedékek. – *A Földgömb* **39** (tavaszi különszám): 52–61.

Az értekezés témáján kívül, referált nemzetközi folyóiratokban megjelent cikkek:

	IF*	SJR	Független hivatkozás
Löki V., Molnár V. A., Süveges, K., Heimeier H., Takács A., Nagy T., Fekete R. , Lovas-Kiss Á., Kreutz C.A.J., Sramkó G. & Tökölyi J. (2019): Urbanization and modern management are causing loss of conservation value of Turkish graveyards. – <i>Landscape and Urban Planning</i> 186 : 36–44.	4,563		5
Süveges K., Löki V., Lovas-Kiss Á., Ljubka T., Fekete R. , Takács A., Vincze O., Lukács B. A. & Molnár V. A. (2019): From European priority species to characteristic apophyte: <i>Epipactis tallosii</i> (Orchidaceae). – <i>Willdenowia</i> 49 (3): 401–409.	0,887		1
Molnár V. A., Sonkoly J, Lovas-Kiss Á, Fekete R. , Takács A, Somlyay L, Török P. (2015): Seed of the threatened annual legume, <i>Astragalus contortuplicatus</i> , can survive over 130 years of dry storage. – <i>Preslia</i> 87 : 319–328.	2,711		9

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Costea M., El Miari H., Laczkó L., Fekete R., Molnár A. V., Lovas-Kiss Á. & Green A. J. (2019): The effect of gut passage by waterbirds on the seed coat and pericarp of diaspores lacking “external flesh”: Evidence for widespread adaptation to endozoochory in angiosperms. – <i>PloS One</i> 14 (12): e0226551.	2,740		2
Kelemen A., Tölgyesi C., Valkó O., Deák B., Miglécz, T., Fekete R. , Balogh N., Török P. & Tóthmérész B. (2019): Density-dependent plant-plant interactions triggered by grazing. – <i>Frontiers in Plant Science</i> 10 : 876.	4,407		2
Lukács, B. A., Molnár V. A., Mészáros, A., Lovas-Kiss, Á., Vincze, O., Süveges, K., Fekete R. & Mesterházy, A. (2020): The decline and recovery of populations of <i>Potamogeton coloratus</i> in Hungary. – <i>Preslia</i> 92 : 73–86.	4.357		1
Lovas-Kiss Á., Vincze O., Kleyheeg E., Sramkó G., Laczkó L., Fekete R., Molnár V. A. & Green, A. J. (2020): Seed mass, hardness, and phylogeny explain the potential for endozoochory by granivorous waterbirds. – <i>Ecology and Evolution</i> 10 (3): 1413–1424.	2,392		3

Az értekezés témáján kívül, hazai lektorált folyóiratokban megjelent cikkek:

	Független hivatkozás
Takács A., Nagy T., Fekete R. , Lovas-Kiss Á., Ljubka T., Löki V., Lisztes-Szabó Zs. & Molnár V. A. (2014): A Debreceni Egyetem Herbárium (DE) I.: A „Soó Rezső Herbárium”. – <i>Kitaibelia</i> 19 (1): 142–155.	11
Takács A., Nagy T., Sramkó G., Lovas-Kiss Á., Süveges K., Lukács B. A., Fekete R. , Löki V., Malatinszky Á., E. Vojtkó A., Koscsó J., Pfliegler W. P., Nótári K. & Molnár V. A. (2016): Pótlások a Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlaszához I. – <i>Kitaibelia</i> 21 (1): 101–115	–

Egyéb ismeretterjesztő cikkek:

Süveges K., Fekete R. & **Löki V.** (2015): Élet a halál színterén – a Kárpát-medence temetőinek növényritkaságai. – *Egyetemi Élet*(**54**)4: 24.