

## A lokáció, az irány és a távolság összefüggéseinek vizsgálata az inváziós fajok tömegességére kiskunsági élőhely-helyreállítási kísérletek táji környezetében

SÁRADI NÓRA<sup>1,2,3</sup>, REIS BRUNA PAOLINELLI<sup>5</sup>, CSÁKVÁRI EDINA<sup>1,2</sup>, CSONKA ANNA CSEPERKE<sup>1,2,4</sup>, VÖRÖS MÁRTON<sup>1,2,4</sup>, VERBÉNYINÉ NEUMANN KRISZTINA<sup>3</sup>, TÖRÖK KATALIN<sup>1</sup>, HALASSY MELINDA<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4., e-mail: [saradi.nora@ecolres.hu](mailto:saradi.nora@ecolres.hu); [csakvari.edina@ecolres.hu](mailto:csakvari.edina@ecolres.hu); [conka.cseperke@ecolres.hu](mailto:conka.cseperke@ecolres.hu); [voros.marton@ecolres.hu](mailto:voros.marton@ecolres.hu); [torok.katalin@ecolres.hu](mailto:torok.katalin@ecolres.hu); [halassy.melinda@ecolres.hu](mailto:halassy.melinda@ecolres.hu)

<sup>2</sup> Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium (EBNL), HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, 1113 Budapest, Karolina út 29.

<sup>3</sup> Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Növénytermesztési-tudományok Intézet, Növénytan Tanszék, Agrobotanika csoport, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1., e-mail: [neumann.krisztina86@gmail.com](mailto:neumann.krisztina86@gmail.com)

<sup>4</sup> Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

<sup>5</sup> Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, C2, Piso 5, 1749-016 Lisboa, Portugal, e-mail: [brunapaolinelli@gmail.com](mailto:brunapaolinelli@gmail.com)

**Kulcsszavak:** élőhely restauráció, özönnövények, inváziós nyomás, homoki gyepék

**Összefoglalás:** Bolygónk biodiverzitásának csökkenését részint az idegenhonos inváziós fajok meglepedése és terjedése idézi elő. Ha egy inváziós faj meghonosodott egy új élőhelyen, oly mértékben megváltoztathatja az ökoszisztéma szerkezetét és működését, hogy az az eltávolítás után is hat, visszaszorításuk és kiirtásuk igen körülményessé válik. Az ökológiai restaurációt, ha hatékonyan és fenntartható módon hajtják végre, hozzájárul a biológiai sokféleség védelméhez, valamint az éghajlatváltozás enyhítéséhez, vagy az azzal szembeni ellenálló képesség vagy alkalmazkodóképesség növeléséhez, hatékony módszernek bizonyult továbbá az inváziós fajok visszaszorítása ellen. Az inváziós fajok jelenléte a tájban ugyanakkor veszélyeztetheti a restaurációs célok elérését. Jelen kutatásunkban célunk értékelni, hogy a lokáció, az égtáji orientáció és a távolság függvényében hogyan változik az egyéves és évelő inváziós fajok abundanciája a restaurációs helyszíneken és környékén, továbbá mely faktorokat kell esetlegesen figyelembe venni a restaurációs beavatkozások tervezésénél. Ennek érdekében 2020–2021-ben nyolc kísérleti területet választottunk a Kiskunságban, melyek középpontjától nyolc égtáj irányában, 100 méter hosszú transzektek mentén, egymás melletti 1 m × 1 m-es parcellákban megszámláltuk az egyes özönfajok hajtásainak számát. A kutatásban vizsgált mindhárom táji faktor (lokáció, irány, távolság) szignifikáns összefüggést mutatott az inváziós fajok hajtásszámára vonatkozóan. Az egyházi inváziós fajok a területre jellemző domináns széliránynak (ÉNy-DK) megfelelően orientálódtak a területeken, az évelők esetén ÉK-i dominancia volt. Az inváziós fajok 100 méteren belüli hajtásszáma nem változott ugrásszerűen, vagyis ez várhatóan nem befolyásolja jelentősen a restaurációs törekvések sikerét. A terület hatás felhívja a figyelmet arra, hogy egy adott terület élőhelyösszetétele és korábbi története jelentős hatással lehet a restaurációs beavatkozások sikerére.

## Bevezetés

A biológiai invázió olyan fajok terjedését jelenti, amelyek nem őshonosak egy adott területen. Ezek a fajok gyakran okoznak környezeti és gazdasági károkat, különösen a mezőgazdaságban. Az emberek közvetlenül és közvetve is hozzájárulhatnak a terjedésükhöz, például véletlen behurcolásukkal vagy szándékos betelepítésükkel (Csiszár 2012, Varga et al. 2016).

Az invázió globálisan soha nem látott mértékűvé vált, és az inváziós fajok betelepülési üteme és az általuk okozott környezeti problémák egyre intenzívebbé válnak (Seebens et al. 2017, Wilson et al. 2007). Ha egy inváziós faj egyszer már elterjedt egy új élőhelyen, a kiirtása nagyon körülményessé válik, és a terület élővilága sokszor beavatkozás után sem áll magától helyre (Price és Weltzin 2003). Ezért az ökológiai restaurációt egyre fontosabbnak tartják az invázió elleni küzdelemben (Weidlich et al. 2020). Az ökológiai restauráció célja, hogy segítsen a degradált, sérült vagy elpusztult ökoszisztémák ökológiai integrálásának helyreállításában (Gann et al. 2019).

A táji szintű hatások felmérése és megértése elengedhetetlen a sikeres helyreállítási stratégiák tervezéséhez (Helsen et al. 2013, Prach et al. 2015). A környező táj nagymértékben meghatározza, hogy az inváziós fajok miképpen képesek terjedni (O'Reilly-Nugent et al. 2016). Egy erős antropogén hatás alatt álló térségben sok élőhely az inváziós fajok forrása, amelyek kolonizációjukkal alááshatják a helyreállítási erőfeszítéseket (Holl és Aide 2011, Vilà és Ibáñez 2011, Csecserits et al. 2016, Guido et al. 2016). A környező táj szerkezete befolyásolhatja az inváziós folyamat bármelyik, vagy valamennyi szakaszát, amelyek: (1) a megjelenés, (2) az elszaporodás, (3) az özönnövénynyé válás, (4) a szétszóródás, amely a táj szerkezetével kölcsönhatásba lépve hoz létre (5) térben elkülönült inváziós populációkat, amik megalapozhatják az inváziós fajok további terjedését (With 2002). Ez a folyamat összefügghet a fajok életformájával is. Az egygyári fajokat hatékony szaporodás és terjedés jellemzi, akár többféle terjedési vektorral rendelkezhetnek (pl. szélterjesztés és vegetatív terjedés), és különböző csírázási stratégiák (pl. a magok képesek a biotikus feltételeket érzékelni) biztosíthatják gyors megtelepedésüket egy új élőhelyen (Fenesi 2012). Ugyanakkor, az évelő inváziós fajok esetében a terjedés és az új élőhelyekre való adaptív evolúció gyakran sokkal lassabb és nehezebb lehet, de a hosszabb tartózkodási idő lehetővé teszi, hogy az inváziós fajok több helyet meghódítsanak, növelve az invázió léptékét (Ni et al. 2021).

A gyepek a legsebezhetőbb élőhelyek közé tartoznak, mivel ezeken a területeken figyelték meg a legnagyobb mértékű növényi inváziót (Catford és Jones 2019). A földhasználati mód elhagyása vagy megváltozása általában véve elősegíti az inváziót (Vilà és Ibáñez 2011). A gyepterületekről megállapították, hogy könnyebben fertőződnek inváziós fajokkal, ha a hagyományos emberi beavatkozások (pl. legeltetés vagy kaszálás) megszűnnek (Axmanová et al. 2021). Magyarországon az elmúlt három évtizedben felgyorsult a művelés felhagyása (Valkó et al. 2016, Szirmai et al. 2022), ami lehetőséget teremt a szabaddá vált területek megújulására, de az inváziós fajok előretörésére is (Török et al. 2003).

A HUN-REN Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézetének Restaurációs Ökológiai Kutatócsoportja már több mint 20 éve kísérletezik kiskunsági homoki gyepeken különböző élőhely-helyreállítási technikákkal (kaszálás, szénforrás adagolás és magvetéses módszerekkel). Az eddigi eredmények azt mutatják, hogy a helyreállítási beavatkozások eredményessége nemcsak magától a helyreállítási beavatkozástól, hanem a környező tájtól is függ (Reis et al. 2022). Bár a környező táj hatása látható a helyreállítási beavatkozások sikerességére (Reis et al. 2022), hiányoznak az ismereteink arról, hogy az inváziós fajok tömegessége milyen összefüggéseket mutat a lokalitással, illetve milyen távolságokat és irányokat kell esetlegesen figyelembe venni az inváziós veszély becslésére.

Korábbi kutatásunkra (Reis et al. 2022) alapozva, jelen tanulmányban azt vizsgáljuk, hogy a restaurációs kísérleti helyszínek 100 m-es körzetében (1) a kísérletek közép-pontjától való távolság, (2) az égtájak szerint vett irány, vagy maga a (3) kísérletek lokációja az, ami befolyásolja a környező tájból eredő invázió mértékét, valamint, hogy (4) a két fő inváziós életformatípus (egynyári és évelő – utóbbi csoport tartalmazza a fásszárúakat is) mennyiben tér el ezekben.

## Anyag és módszer

A kutatás a Kiskunság száraz homoki területein a Kiskun LTER terepi állomáshoz kapcsolódóan három település külterületén folyt (Bugac, Fülöpháza, Izsák). A három településen összesen 8 db kísérleti helyszín került felmérésre (Fülöpháza: 6, Bugac: 1, Izsák: 1). A kutatási helyszíneket bemutató térkép a 1. ábrán látható.

A Duna-Tisza Közi Homokhátságon az éves átlaghőmérséklet 10,5 °C, nagy napi és éves hőingásokkal. Az éves csapadékmennyiség 520–540 mm, az aszályos periódusok egyre gyakoribbá válásával (különösen nyáron). Az uralkodó szélirány ÉNY-DK irányú. Gyenge termékenységű, meszes, humuszos homoktalajok határozzák meg a tájat, amelyet több mint 90%-ban homok és kevesebb, mint 1% humusztartalom jellemez (Molnár 2003, Kovács-Láng et al. 2008, Buzási et al. 2021). Az egyik legjellemzőbb élőhelytípus a legszárazabb helyeken a nyílt pannon homoki gyepek, melynek az egyik legjellemzőbb alegysége a Duna-Tisza közti meszes homokpuszta (*Festucetum vaginatae* „danubiale”) (Bölöni et al. 2007). A történelmi emberi földhasználat következtében a jelenlegi táj nagy részét mezőgazdasági területek (57%), erdők – főként nem őshonos ültetvények – (19%) és települések (6%) borítják (Büttner et al. 2001).

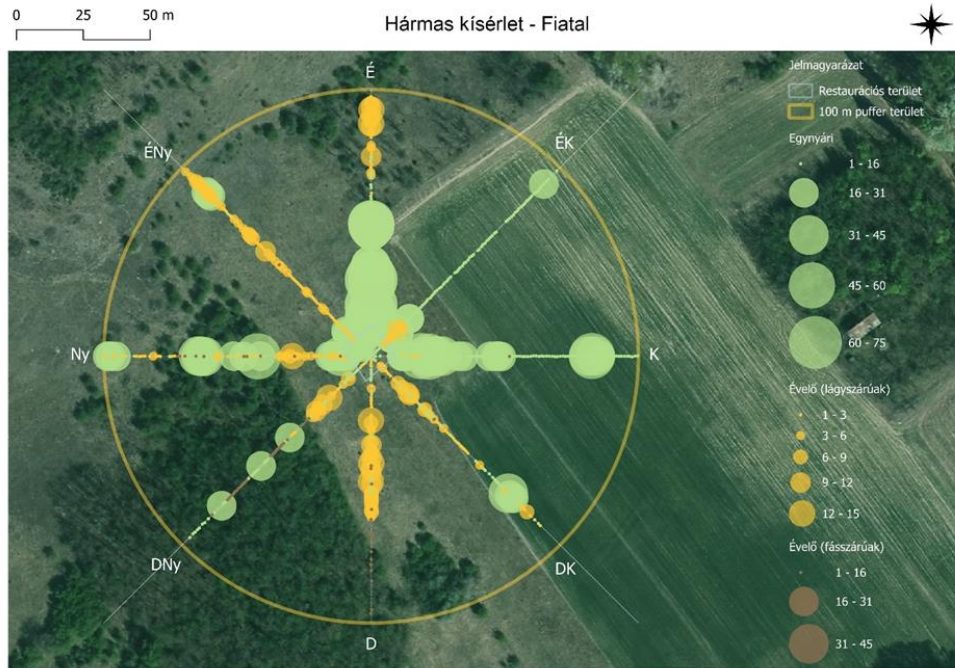
A nyolc kísérleti helyszínen három korábban beállított kísérlet táji környezetének inváziós felmérését foglalta magába. Az egyes kísérletben 1994 és 1995 között fehér akác ültetvényeken (ca. 0,5–1 ha) (kísérleti helyszínek elnevezése: Bugac, Fülöpháza, Izsák) a fák letermelése és a tönkök vegyszeres kezelése után kaszálást és széna eltávolítást (1995-2001) alkalmaztunk a fásszárúak és a gyomok visszaszorítására (Török és Lohász 2004, Reis et al. 2021).



1. ábra. A vizsgálati területek (három kísérlet, összesen 8 területe: Bugac, Fülöpháza, Izsák, Magaslat, Mélyedés, Mező, Fialat, Öreg) Bugacon, Fülöpházán és Izsákon a Kiskunságban. A térkép koordináta-rendszere: EOY-1972. Az ortofotókat a Lechner Tudásközpont (Budapest, 2019) biztosította

Figure 1. The study sites (three experiments, 8 sites in total: Bugac, Fülöpháza, Izsák, Depression, Hummock, Meadow, Young, Old) were located in Bugac, Fülöpháza and Izsák in the Kiskunság region of Hungary. Map coordinate system: EOY-1972. The orthophotos were provided by the Lechner Knowledge Centre (Budapest, 2019)

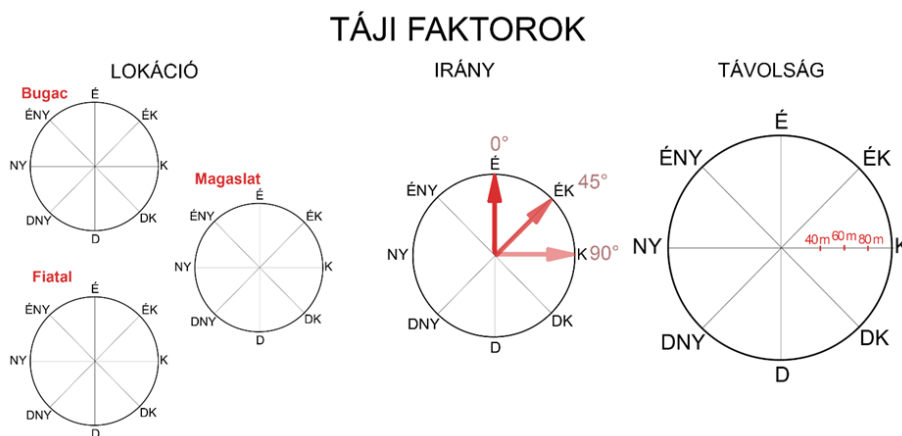
A kettes kísérletben 1998 és 2003 között 3–7 éve felhagyott szántóföldeken (kísérleti helyszínek elnevezése: Magaslat, Mélyedés, Mező) alkalmaztunk szénforrás adagolást (cukorral és faforgáccsal), ezzel elősegítve az alacsony tápanyagigényű honos homoki növények versenyképességét a gyomokkal szemben (Török et al. 2014, Halassy et al. 2021). A hármas kísérletben 2002 és 2008 között 3 és 15 éve felhagyott szántókon (kísérleti helyszínek elnevezése: Fialat, Öreg) alkalmaztunk kombinált restaurációs beavatkozásokat (kaszálás, szénforrás adagolás, magvetés) (Halassy et al. 2016; Reis et al. 2021, Llumiyinga et al. 2021, Reis et al. 2022). A kísérleti helyszínek körüli inváziós nyomás felmérése érdekében 2020–2021-ben (egyes és kettes kísérlet: 2021. aug. 10–11.; hármas kísérlet: 2020. aug. 31–szept.1.) a nyolc kísérleti terület középpontjától a nyolc égtáj irányában, 100 méter hosszú transzektok mentén érintkező 1 m x 1 m-es parcellákban rögzítettük az inváziós fajok hajtásszámát (2. ábra).



2. ábra. A kísérletek körüli monitoring folyamat térképes megjelenítése (Fülöpháza, 3. kísérlet, Fialat). A térkép a hármás kísérlet, Fialat elnevezésű területén megszámlált évelő és egynyári inváziós hajtások darabszámát mutatja. A térkép koordinátarendszere: EOVS-1972

Figure 2. Map of the monitoring process around the restoration experiments (Fülöpháza, Exp. 3, Young). This map shows the number of perennial and annual invasive species shoots. The map coordinate system is EOVS-1972

A kvadrátonkénti hajtásszám mellett (n=100 transzektenként) kiszámoltuk a 100 méteres transztek mentén a kumulatív hajtásszámot, azaz az adott távolságig az egyes kvadrátokban leszámolt hajtások összegét is, mint a táji inváziós nyomás indikátorát. A számítást külön végeztük az egynyári és az évelő (lágyszárú és fásszárú együttesen) inváziós fajokra. A táji faktorok közül három változót vizsgáltunk, melyek a kísérletek középpontjától való távolság, az égtájak szerint vett irány és maguk a kísérleti helyszínek, mint lokációk voltak (3. ábra).



3. ábra. Az elemzett táji faktorok példákkal szemléltetve  
 Figure 3. Examples of the landscape factors examined

A statisztikai elemzéseket az R Studio 2022.12.0.353 (R core team 2022) program segítségével végeztük. Mivel a vizsgált inváziós fajok (egynyári és évelő) felvételezett hajtásszáma esetében az adattáblában nagy számban nulla értékek voltak, ezért negatív binomiális általánosított lineáris modellek használatára volt szükség. A rögzített hajtásszámok abszolút értékével dolgoztunk. Az elemzéshez a MASS programcsomag "glm.nb" függvényét alkalmaztuk (Venables és Ripley 2002, Zuur et al. 2009). Külön modelleket építettünk az egynyári és évelő inváziós fajok hajtásszámára, mint válaszváltozókra a következő fix hatásokkal: lokáció (8 különböző, név szerint: Bugac, Fülöpháza, Izsák, Magaslat, Mélyedés, Mező, Fiatal, Öreg), irány (a nyolc égtáj: É, ÉK, K, DK, D, DNy, Ny, ÉNy), távolság (0–100 m). A fix változók hatását additív modellekben vizsgáltuk az inváziós (külön egyéves és évelő) növények hajtásszámára vonatkozóan. A távolság folytonos változó volt, ami az adott távolságon lévő kvadrátokban felvett hajtások számát tartalmazta, míg a terület és az irány kategorikus fix hatásként szerepelt. A különbségek kimutatására Anova tesztet végeztünk. A változók szignifikanciáját a II Wald khi-négyzet ( $\chi^2$ ) próba határozta meg. Az egyes modellekben a reziduálisok diszperziójának vizsgálatához a Pearson korrelációt alkalmaztuk.

Amennyiben a fix faktorok szignifikáns hatása kimutatható volt, a további elemzéseket végeztük el.

Szignifikáns ( $p < 0,05$ ) lokáció hatás esetén TukeyHSD post hoc tesztet alkalmaztuk (a "car" programcsomaggal) (Kassambara 2019).

Az irányra körkörös „circular” (Agostinelli és Lund 2022) elemzést futtattunk. Az irány körkörös elemzése esetén meghatároztuk azokat a fő irányokat, amelyekben az inváziós fajok átlagosan a legnagyobb számban fordultak elő. Ehhez minden mintavételi parcellában az ott előforduló inváziós hajtásszámhoz hozzárendeltük a felvétel irányát fokban megadva (pl. amennyiben az egyes kísérlet bugaci területének északi transzektjének 6. méterén volt feljegyzett inváziós hajtásszám, akkor abba a cellába került egy  $0^\circ$  érték, annyszor ahány hajtás jelen volt). Az egyéves és évelő csoportot a Rayleigh-teszt és a Watson-teszt segítségével hasonlítottuk össze egymással, hogy megállapítsuk, hogy szignifikánsan különböző irányban orientálódnak-e (Notar és Thomas 2022).

A távolság változó esetében további külön modellekkel elemeztük a kumulatív hajtásszámok hatását 10 méteres távolságnövekedéssel (a restaurált területen túl – 40 métertől).

## Eredmények és értékelésük

A vizsgálat során összesen 20 inváziós növényfaj előfordulását rögzítettünk a restaurációs kísérletek 100 méteres környezetében. Ebből összesen 8 egynyári és 12 évelő fajt találtunk, utóbbi kategória magába foglalja a fászfajokat is, valamint olyan fajokat is ide soroltunk az elemzésben, melyek kétévesek vagy rövid életű évelők, mint az *Oenothera biennis*. Jegyzéküket a 1. melléklet tartalmazza.

A vizsgált restaurációs helyszínek környezetében az inváziós növények hajtásszámát a lokáció, az irány és a távolság jelentősen befolyásolta mind az egyéves, mind az évelő inváziós fajok esetében. Mind az egyéves, mind az évelő csoport esetében mindhárom változó szignifikáns ( $p < 0,05$ ) összefüggést mutatott (1. táblázat).

1. táblázat. Anova eredmények a lokáció, az irány és a távolság változókra vonatkozóan az egyényári és évelő inváziós fajok hajtásainak abundanciájára a helyreállítási kísérleteket körülvevő tájban (100 m).

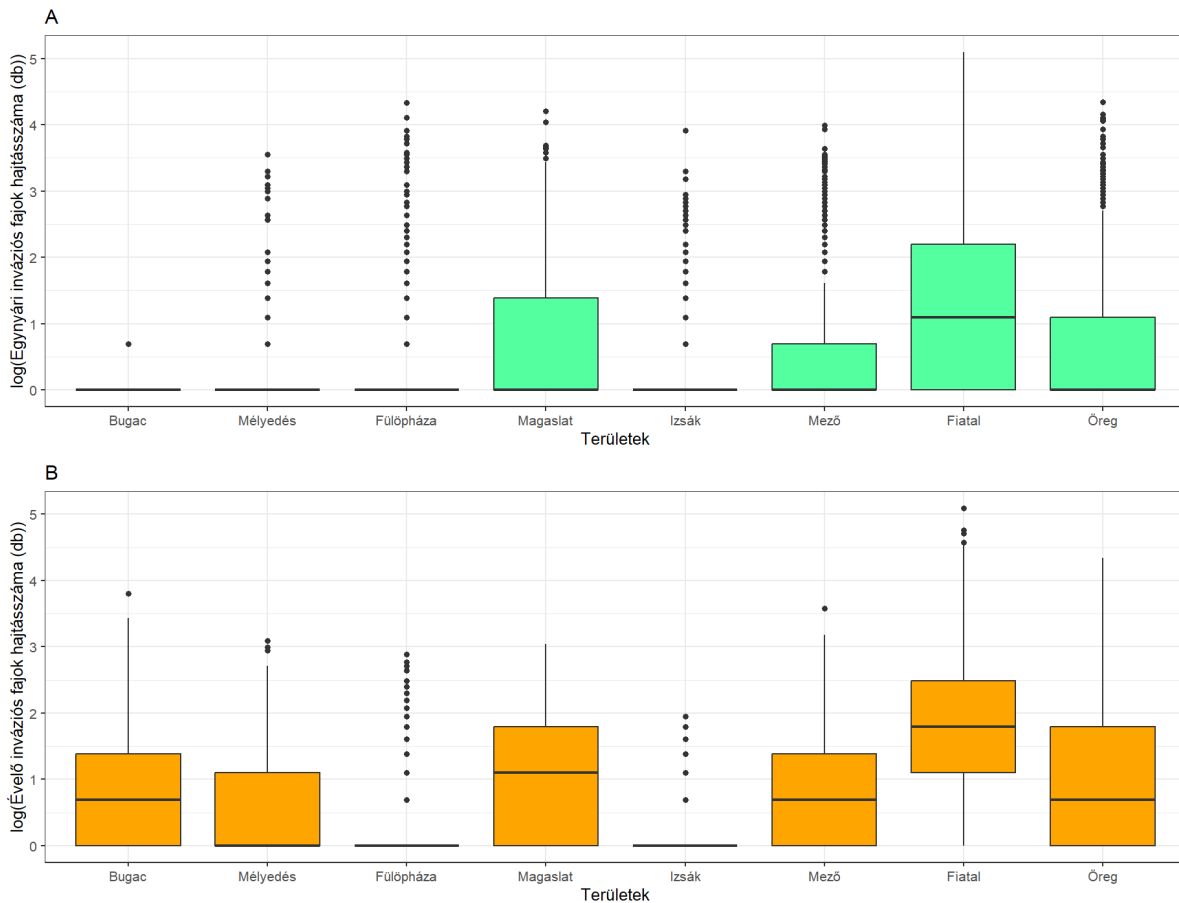
A szignifikáns értékeket ( $p < 0,05$ ) félkövérrel kiemeltük. A táblázat a két modellre számolt Pearson korrelációs értékeit is tartalmazza

Table 1. Anova results for the variables location, direction and distance on the abundance of shoots of annual and perennial invasive species in the landscape surrounding the restoration experiments (100 m). Significant values ( $p < 0,05$ ) are highlighted in bold. Pearson correlation values calculated for the two models are also shown in the table

EGYNYÁRI INVÁZIÓS FAJOK				
Változók	$\chi^2$	Df	P-érték	Pearson
Lokáció	1145,10	7	<b>&lt;0,001</b>	1,509845
Irány	157,83	7	<b>&lt;0,001</b>	
Távolság	35,72	1	<b>&lt;0,001</b>	
ÉVELŐ INVÁZIÓS FAJOK				
Lokáció	2119,41	7	<b>&lt;0,001</b>	1,182289
Irány	217,99	7	<b>&lt;0,001</b>	
Távolság	134,05	1	<b>&lt;0,001</b>	

Minden terület szignifikánsan ( $p < 0,05$ ) különbözött az inváziós egyényári hajtásszámok tekintetében, kivéve négy összehasonlításban (Mélyedés-Bugac; Izsák-Mélyedés; Izsák-Fülöpháza; Öreg-Mező), míg az évelő inváziós fajok esetében csak két összehasonlításban nem volt szignifikáns különbség (Mező-Bugac; Öreg-Magaslat) a TukeyHSD teszt alapján. A legalacsonyabb átlagos kvadrátonkénti hajtásszámot az egyényári fajok esetében Bugacon mértük, mindössze átlagosan 0,005 db hajtással, míg a legmagasabb hajtás számot a Fialat területen rögzítettük, átlagosan 7,5 db hajtással. Az évelő fajok esetében a legalacsonyabb hajtás számot Izsákon mértük átlagosan 0,22 db hajtással, a legmagasabbat pedig szintén a Fialat területen rögzítettük, átlagosan 9,6 db hajtással. Az egyes területek egyéves és évelő inváziós hajtásszáma az 4. ábrán látható. Az ábrán sok kiugró érték figyelhető meg, egyes területeken extrém nagy hajtás számot is számoltunk.

A környező táj szerkezete (With 2002), élőhelyi összetétele és története (Vilà és Ibáñez 2011) jelentősen befolyásolja az inváziós folyamatot. A területszintű inváziós különbségek valószínűleg a vizsgált helyszíneket körülvevő ültetvények, aktív és felhagyott szántóföldek mennyiségével magyarázhatók (Reis et al. 2022). Ezek az élőhelytípusok általában erősen fertőzöttek inváziós fajokkal ebben a régióban (Cseceserits et al. 2016), így az inváziós idegenhonos fajok könnyen terjedhetnek ezekről az élőhelyekről. A bugaci erdőszűlő tájban és az izsáki gyepes tájban alacsony, míg a közelmúltban még agrárművelés alatt álló, de felhagyott tájban (Mező) magasabb inváziós hajtásszámokat találtunk.



4. ábra. Az egynyári (A) és az évelő (B) inváziós fajok hajtásainak száma a vizsgált kísérleti területeken (az y tengely adatai logaritmikusan torzítva lettek a könnyebb összehasonlíthatóság végett). A dobozdiagram középvonala a mediánt, a doboz alsó és felső szélei az első és harmadik kvartilist, a „tüskék” a minimumot és maximumot, a pontok pedig a kiugró értékeket jelölik

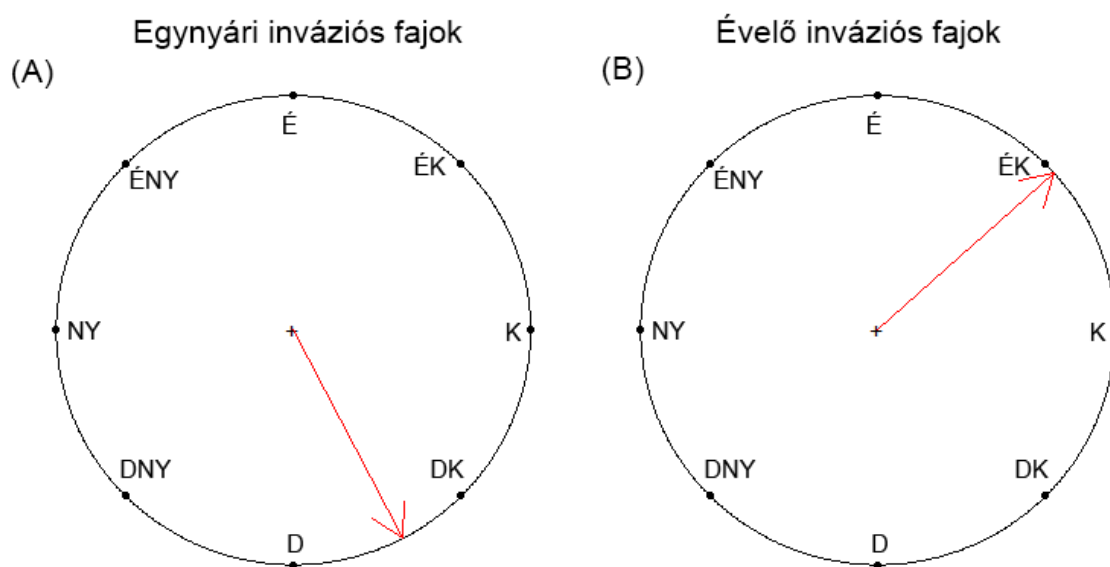
Figure 4. The number of shoots of annual (A) and perennial (B) invasive species in the studied experimental sites (the y axis data is logarithmically distorted for better comparability). The central line of the boxplot represents the median, the lower and upper edges of the box indicate the first and third quartiles, the 'whiskers' show the minimum and maximum, and the dots represent outliers

Figyelemre méltó mintázatot találtunk az iránnyal kapcsolatban. Az egynyári inváziósok hajtásainak legnagyobb gyakorisága a D-DK-i irányban volt (5A. ábra), míg az évelő inváziós fajok esetében ÉK-i irányban volt a legnagyobb a hajtások gyakorisága a körkörös elemzés alapján (5B. ábra), továbbá a két életformacsoport szignifikánsan különböző irányokba orientálódott (Watson-teszt:  $p < 0,001$ ; Rayleigh-teszt:  $p < 0,001$ ).

Vagyis az egynyári inváziós fajok legnagyobb gyakorisága egybeesett a régió domináns szélirányával (ÉNy-DK). A két legtömegesebb egynyári inváziós faj az *Ambrosia artemisiifolia* és a *Conyza canadensis* voltak. Az *A. artemisiifolia* terjedésének nincs sajátos mechanizmusa, általában a magokat a szél szórja szét néhány méteres körzetben az anyanövény körül. Alkalmanként a magokat elfogyasztó madarak által is terjedhet, továbbá nagy jelentősége van a víz útján történő terjedésnek, ugyanis gyors szétszóródást figyeltek meg a nagyobb árvizek és esőzések hatására (Knolmayer et al. 2024). A



*C. canadensis* magjai kizárólag szélterjesztésűek, akár 68–120 m tengerszint feletti magasságba is felemelkedhetnek. A magokat a szél így potenciálisan órákig is szállíthatja, mielőtt lehullanának, így nagy távolságokra is képesek eljutni (Dauer et al. 2009). A legdominánsabb évelő inváziós faj az *Asclepias syriaca* is szélterjesztésű (Morse és Schmitt 1985), mégsem találtunk egyértelmű mintázatot az évelő növények esetében. Ez a faj megtelepedése után vegetatívan is erősen terjed, és az felülírhatja a szélirány hatását. Wan et al. (2017) következtetése, miszerint rendkívül fontos a széllel terjedő inváziós idegenhonos fajok felmérése a megfelelő megelőzési stratégia kidolgozása érdekében. Eredményeink részben újabb adatot szolgáltatnak a szélirány feltételezett hatásáról, de további vizsgálatokra lenne szükség a szélterjesztés figyelembevételével a hipotézis alátámasztására.



5. ábra. Az egynyári (A) és évelő (B) inváziós életforma csoportok átlagos terjedési iránya (melyet a piros nyíl szemléltet) a körkörös (circular) elemzés szerint

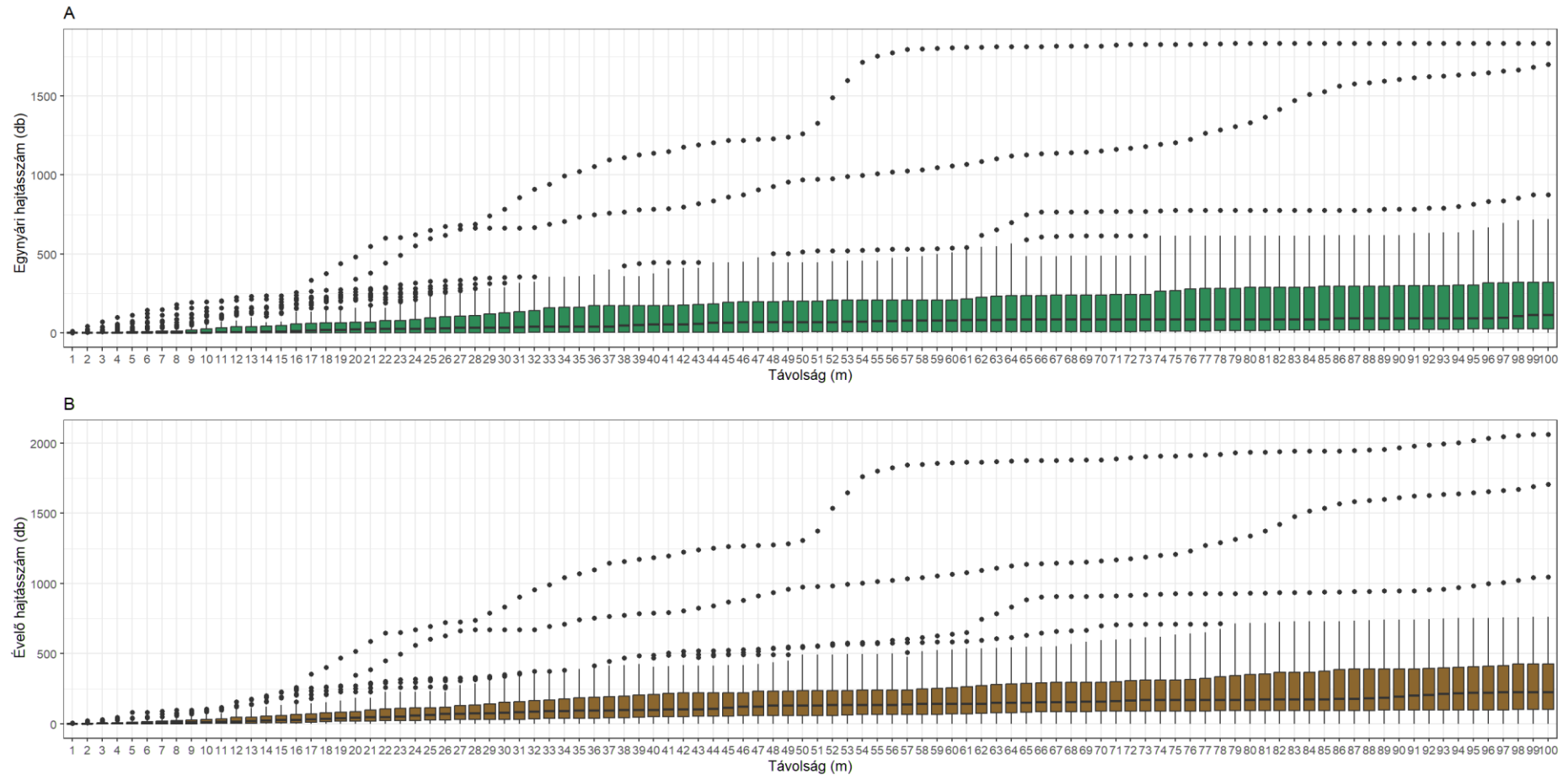
Figure 5. Average direction (red arrow) of annual (A) and perennial (B) invasive life form groups spread according to the circular analysis

Az inváziós növények hajtásszáma a távolsággal változott, de nem találtunk küszöbértékeket az inváziós fajok kumulatív abundanciájában a távolság növekedésével. Az inváziós fajok kumulatív gyakorisága mindkét életformacsoport esetében folyamatosan nőtt a távolság növekedésével, a statisztikai elemzés alapján a szomszédos parcellák között nem volt különbség (6. ábra).

A vizsgált régió erősen fertőzött inváziós fajokkal (Botta-Dukát 2008), elsősorban a földhasználat ismételt és gyakori megváltozásai miatt (Biró et al. 2013a; 2013b), ezekről a faktorokról ismert, hogy elősegítik az inváziót (Holl és Aide 2011; Vilà és Ibáñez 2011). Korábbi eredményeink alapján ennek az élőhelyhelyreállításokra is negatív ha-

tása lehet. A táji inváziós nyomás és a tájban előforduló idegenhonos ültetvények közelsége veszélyeztetheti a helyreállítás sikerét a helyreállítási területekre betelepülő inváziós fajok révén (Reis et al. 2022).

Összességében a kutatásban vizsgált mindhárom táji faktor (terület, irány, távolság) szignifikáns összefüggést mutatott mind az egynyári, mind az évelő inváziós fajok hajtásszámára vonatkozóan. A területhatás felhívja a figyelmet arra, hogy egy adott terület élőhelyösszetétele, szerkezete és korábbi története jelentős hatással lehet a restaurációs beavatkozások sikerére. A közvetlen (100 méteres távolságban) a kumulatív hajtásszámok növekedése nem mutat ugrást, ezen a skálán nincs olyan kitüntethető távolság, ami eltérő módon hatna az inváziós növények tömegességére. Az égtájok szerinti irányultságban találtunk kitüntetett irányokat, ami az egyévesek esetén egybeesett a domináns széliránnyal. Bár jelen vizsgálatunk nem támasztja alá a közvetlen kapcsolatot, hiszen nem kiemelten a szélterjesztésű fajokra koncentráltunk, a területre jellemző domináns szélirányt érdemes lehet figyelembe venni a restaurációs beavatkozások tervezésénél, mivel az befolyásolhatja a széllel terjedő inváziós fajok területre való beérkezését. Az évelő inváziós fajok esetében ebben a vizsgálatban nem tudtunk kimutatni olyan táji faktort, ami segíthetné a tervezést, de tágabb táji szinten elsősorban az ültetvények jelenléte és kiterjedése lehet meghatározó (Csecserits et al. 2016).



6. ábra. Az egynyári (A) és az évelő (B) inváziós fajok kumulatív (adott távolságig szummázott hajtásszám) hajtásszáma a 100 m hosszú transekteken össze-sítve. Mindhárom kísérlet, terület és irány együtt szerepel. A dobozdiagram középvonala a mediánt, a doboz alsó és felső szélei az első és harmadik kvartilist, a „tüskék” a minimumot és maximumot, a pontok pedig a kiugró értékeket jelölik

Figure 6. Cumulative (number of sprouts summed up to a given distance) number of shoots of annual (A) and perennial (B) invasive species on the 100 m transects combined. All three experiments, site and direction are shown together. The central line of the boxplot represents the median, the lower and upper edges of the box indicate the first and third quartiles, the 'whiskers' show the minimum and maximum, and the dots represent outliers

### Köszönetnyilvánítás

A kutatást az Egészségbiztonság Nemzeti Laboratórium (RRF-2.3.1-21-2022-00006) és a HUN-REN SA-66/2021 pályázat támogatta. Halassy Melinda munkásságát ezenkívül a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj (Magyar Tudományos Akadémia Bo/00145/23/8) is támogatta.

### Irodalom

- Agostinelli, C., Lund, U. 2022: R package 'circular': Circular Statistics (version 0.4–95)
- Axmanová, I., Kalusová, V., Danihelka, J., Dengler, J., Pergl, P., Pyšek, P., Večeřa, M., Attore, F., Biurrun, I., Boch, S., Conradi, T., Gavilán, R.G., Jimenez-Alfaro, B., Knollová, I., Kuzemko, A., Lenoir, J., Leostin, A., Medvecká, J., Moeslund, J.E., Obratov-Petkovic, D., Svenning, J.-C., Tsiripidis, I., Vassilev, K., Chytrý, M. 2021: Neophyte invasions in European grasslands. *Journal of Vegetation Science* 32: e12994. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12994>
- Biró, M., Czucz, B., Horváth, F., Révész, A., Csatári, B., Molnár, Zs. 2013a: Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* 28: 789–803. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9818-0>
- Biró, M., Sztár, K., Horváth, F., Bagi, I., Molnár, Zs. 2013b: Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. *Community Ecology* 14(2): 219–230. DOI: <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.2.12>
- Botta-Dukát, Z. 2008: Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50: 219–227. DOI: <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Bölöni, J., Molnár, Zs., Kun, A., Biró, M. 2007: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR 2007). MTA ÖBKI, Vácrátót
- Buzási, A., Pálvölgyi, T., Esses, D. 2021: Drought-related vulnerability and its policy implications in Hungary. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 26(11). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11027-021-09943-8>
- Büttner, G., Bíró, M., Maucha, M., Petrik, O. 2001: Land Cover mapping at scale 1:50.000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme. In: *A Decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation*, edited by M. F. Buchroithner. Proceedings of the 20th EARSeL Symposium, 14-16 June 2000 (Balkema Publishers, Lisse, The Netherlands). pp. 25–31.
- Catford, J.A., Jones, L. 2019: Grassland invasion in a changing climate. In: Gibson D.J., Newman J.A. (eds.): *Grasslands and Climate Change*, Ecological Reviews, Cambridge University Press. pp. 149–171.
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, G., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., Sztár, K., Halassy, M. 2016: Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 226: 88–98. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csiszár, Á. (szerk.) 2012: *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, p. 366.
- Dauer, J. T., Mortensen, D.A., Luschei, E.C., Isard, S.A., Shields, E., VanGessel, M.J. 2009: *Conyza canadensis* seed ascent in the lower atmosphere. *Agricultural and Forest Meteorology* 149: 526–534. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.10.005>
- Fenesi, A. 2012: Egyéves növényfajok inváziós sikerességét befolyásoló jellegek. Doktori Értekezés, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Biológia Doktori Iskola, Ökológia, Konzervációbiológia és Szisztematika Program. p. 97.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M.R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., Dixon, K.W. 2019: *International principles and standards for the practice of ecological restoration*. Second edition. *Restoration Ecology* 27: 1–46. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>

- Guido, A., Vélez-Martin, E., Overbeck, G.E., Pillar, V.D. 2016: Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science* 19(4): 600–610. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12263>
- Halassy, M., Singh, A.N., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Szitár, K., Török, K. 2016: The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53: 765–773. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12618>
- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis B.P., Szitár, K., Seyidova, Z., Török, K. 2021: N immobilization treatment revisited: A retarded and temporary effect unfolded in old-field restoration. *Applied Vegetation Science* 24(1): e12555. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12555>
- Helsen, K., Hermy, M., Honnay, O. 2013: Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 50(2): 404–413. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12037>
- Holl, K.D., Aide, T.M. 2011: When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261: 1558–1563. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Kassambara, A. 2019: Practical Statistics in R II - Comparing Groups: Numerical Variables. Published by Datanovia. <https://www.datanovia.com/en>
- Knolmayer, B., Jócsák, I., Taller, J., Keszthelyi, S., Kazinczi, G. 2024: Common Ragweed—*Ambrosia artemisiifolia* L.: A Review with Special Regards to the Latest Results in Biology and Ecology. *Agronomy* 14(3): 497. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy14030497>
- Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, G., Barabás, S. 2008: The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary. Institute of Ecology and Botany of HAS, Vácrátót, Hungary.
- Llumiquinga, Y.B., Reis, B.P., Sáradi, N., Török, K., Szitár, K., Halassy, M. 2021: Long-term results of initial seeding, mowing and carbon amendment on the restoration of Pannonian sand grassland on old fields. *Tuexenia* 41: 361–379. DOI: <https://doi.org/10.14471/2021.41.013>
- Molnár, Zs. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest. pp. 159.
- Morse, D.H., Schmitt, J. 1985: Propagule size, dispersal ability, and seedling performance in *Asclepias syriaca*. *Oecologia* 67(3): 372–379. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00384943>
- Ni, M., Deane, D.C., Li, S., Wu, Y., Sui, X., Xu, H., Chu, C., He, F., Fang, S. 2021: Invasion success and impacts depend on different characteristics in non-native plants. *Diversity and Distributions* 27: 1194–1207. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00384943>
- Notar, J., Thomas, K. 2022: Answering biological questions using circular data and analysis in R. <https://bigdata.duke.edu/wp-content/uploads/2022/07/FullLesson.html>
- O'Reilly-Nugent, A., Palit, R., Lopez-Aldana, A., Medina-Romero, M., Wandrag, E., Duncan, R.P. 2016: Landscape Effects on the Spread of Invasive Species. *Current Landscape Ecology Reports* 1(1): 107–114. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0012-y>
- Prach K., Fajmon K., Jongepierová I., Řehounková, K. 2015: Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Applied Vegetation Science* 18(2): 181–189. DOI: <https://doi.org/10.1111/avsc.12140>
- Price, C.A., Weltzin, J.F. 2003: Managing non-native plant populations through intensive community restoration in Cades Cove, Great Smoky Mountains National Park, USA. *Restoration Ecology* 11: 351–358. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00238.x>
- R Core Team 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reis, B.P., Kövendi-Jakó, A., Szitár, K., Török, K., Halassy, M. 2021: Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. *Restoration Ecology* 29: e13152. DOI: <https://doi.org/10.1111/rec.13152>
- Reis, B.P., Szitár, K., Kövendi-Jakó, A., Török, K., Sáradi, N., Csávári, E., Halassy, M. 2022: The long-term effect of initial restoration intervention, landscape composition, and time on the progress of Pannonian sand grassland restoration. *Landscape and Ecological Engineering* 18: 429–440. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11355-022-00512-y>

- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S., Blasius, B., Brundu, G., Capinha, C., Celesti-Gradow, L., Dawson, W., Dullinger, S., Fuentes, N., Jäger, H., Kartesz, J., Kenis, M., Kreft, H., Kühn, I., Lenzner, B., Liebhold, A., Mosena, A., Moser, D., Nishino, M., Pearman, D., Pergl, J., Rabitsch, W., Rojas-Sandoval, J., Roques, A., Rorke, S., Rossinelli, S., Roy, H.E., Scalera, R., Schindler, S., Štajerová, K., Tokarska-Guzik, B., van Kleunen, M., Walker, K., Weigelt, P., Yamanaka, T., Essl, F. 2017: No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Szirmai, O., Saláta, D., Benedek, L.K., Czóbel, S. 2022: Investigation of the Secondary Succession of Abandoned Areas from Different Cultivation in the Pannonian Biogeographic Region. *Agronomy* 12: 773. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12040773>
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B., Magyar, D. 2003: Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5: 349–356. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000005570.19429.73>
- Török, K., Lohász, C. 2004: The effect of climate on the restoration success of sandy grasslands in Hungary. 16th International Conference of the Society for Ecological Restoration, Victoria, Canada. pp. 1–8.
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N., Paschke, M.W. 2014: Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 51: 756–765. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K., Tóthmérész, B. 2016: Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* 2: e 01208. DOI: <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Varga, I., Fodor, L., Bata, K., Czirák, Z., Váczi, O., Érdiné Szekeres, R. 2016: Az inváziós fajokról dióhéjban. *Természetvédelmi füzetek 1. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság*. p. 28.
- Venables, W.N., Ripley, B.D. 2002: *Modern Applied Statistics with S*, Fourth edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0. <https://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>
- Vilà, M., Ibáñez, I. 2011: Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26: 461–472. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>
- Wan, J.Z., Wang, C.J., Yu, F.H. 2017: Wind effects on habitat distributions of wind-dispersed invasive plants across different biomes on a global scale: assessment using six species. *Ecological Informatics* 42: 38–45. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.09.002>
- Weidlich, E.W.A., Flórido, F.G., Sorrini, T.B., Brancalion, P.H.S. 2020: Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology* 57: 1806–1817. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>
- Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., Rouget, M., Procheş, Ş., Amis, M.A., Henderson, L., Thuiller, W. 2007. Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions* 13: 11–22. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00302.x>
- With, K. A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology* 16: 1192–1203. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x>
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M. 2009: *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, Chapter 11.

## The impact of location, direction and distance on the abundance of invasive species in the surroundings of restoration experiments in the Kiskunság region of Hungary

N. SÁRADI<sup>1,2,3</sup>, B.P. REIS<sup>5</sup>, E. CSÁKVÁRI<sup>1,2</sup>, A. CS. CSONKA<sup>1,2,4</sup>, M. VÖRÖS<sup>1,2,4</sup>,  
K. VERBÉNYINÉ<sup>3</sup>, K. TÖRÖK<sup>1</sup>, M. HALASSY<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> HUN-REN Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, Alkotmány 2-4, 2163 Vácrátót, Hungary, e-mail: [saradi.nora@ecolres.hu](mailto:saradi.nora@ecolres.hu); [csakvari.edina@ecolres.hu](mailto:csakvari.edina@ecolres.hu); [csotka.cseperke@ecolres.hu](mailto:csotka.cseperke@ecolres.hu); [voros.marton@ecolres.hu](mailto:voros.marton@ecolres.hu); [torok.katalin@ecolres.hu](mailto:torok.katalin@ecolres.hu) [halassy.melinda@ecolres.hu](mailto:halassy.melinda@ecolres.hu)

<sup>2</sup> National Laboratory for Health Security, HUN-REN Centre for Ecological Research, Karolina 29., 1113, Budapest, Hungary

<sup>3</sup> Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute of Agronomy, Department of Botany, Agrobotany Team, 2100 Gödöllő Páter K. u. 1., e-mail: [neumann.krisztina86@gmail.com](mailto:neumann.krisztina86@gmail.com)

<sup>4</sup> Doctoral School of Biology, Institute of Biology, Eötvös Loránd University, Pázmány Péter 1/C, 1117 Budapest, Hungary

<sup>5</sup> Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes & CHANGE – Global Change and Sustainability Institute, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, C2, Piso 5, 1749-016 Lisboa, Portugal, e-mail: [brunapaolinelli@gmail.com](mailto:brunapaolinelli@gmail.com)

**Keywords:** habitat restoration, invasive plants, invasive propagule pressure, sandy grasslands, landscape-scale invasion

**Abstract:** The loss of biodiversity on our planet is partly due to the presence and spread of alien invasive species. Once an invasive species has established in a new habitat, it can alter the structure and function of the ecosystem to such an extent that it has an impact even after removal, making it very difficult to control and eradicate. Ecological restoration, when carried out in an effective and sustainable way, contributes to biodiversity conservation and climate change mitigation, resilience and adaptation, and has proven to be an effective method of controlling invasive species. At the same time, the presence of invasive species in the landscape can compromise restoration objectives. The aim of this study is to assess how the abundance of annual and perennial invasive species varies with location, direction and distance around the restoration site, and which factors should be considered when planning restoration interventions. For this purpose, in 2020–2021 eight restoration sites were selected in the Kiskunság, from the centre of restoration parcels the number of shoots of each invasive species was counted in 1 m × 1 m adjacent plots along 100-meter-long transects in the eight cardinal directions. All three landscape factors (location, direction, distance) had a significant effect on the number of shoots of invasive species. The annual invasive species were oriented according to the dominant wind direction characteristic of the area (NW-SE), while the perennials showed a NE dominance. The abundance of invasive species within 100 m gradually increased without abrupt changes with distance from the restored parcels, so this is not expected to have a significant impact on the success of restoration efforts. The location effect draws attention to the fact that the habitat composition and past history of a given site can have a significant impact on the success of restoration interventions.

*A műre a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik:  
CC-BY-NC-ND-4.0.*

*This work is licensed under a  
Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License.*



