

Babeş-Bolyai Tudományegyetem
Biológia és Geológia Kar
Magyar Biológiai és Ökológiai Intézet

Hazai inváziós fajok mag-jellegei és csírázásbiológiája

Szerző: Varga Gergő

Témavezető: Fenesi Annamária, PhD

Kolozsvár

2022

Tartalomjegyzék

1. Bevezető.....	3
1.1. A sikeres és nem sikeres idegenhonos fajok magjai.....	4
1.2. A sikeres és nem sikeres idegenhonos fajok csírázásbiológiai jellegei.....	6
1.3. Kutatásunk célja.....	8
1.4. Hipotéziseink.....	9
2. Anyag és módszer.....	9
2.1. Magok mérése és a csíraztatásos vizsgálat.....	9
2.2. Statisztikai elemzés.....	11
3. Eredmények.....	11
4. Diskusszió.....	16
4.1. Magalak és magtömeg.....	16
4.2. Csírázási arány, idő és niche-szélesség.....	17
4.3. A semleges és látszólag negatív eredmények lehetséges magyarázatai.....	17
5. Köszönetnyilvánítás.....	18
Irodalomjegyzék.....	19
Kivonat.....	22
Melléklet.....	23

1. Bevezető

A biológiai inváziók kutatása az ökológia egyik legdinamikusabban fejlődő kutatási területei közé tartozik. A világszerte megnövekedett turizmus, valamint a fellendült mezőgazdaság és kereskedelem révén egyes növényfajok az ember által akaratlanul vagy akaratlagosan számukra addig ismeretlen, új területekre jutnak el (Alpert és mtsai., 2000). A legtöbb idegenhonos faj nem képes életben maradni egy idegen ökoszisztémában, azok pedig amelyek megtelepedenek, nem képesek terjedni. De néhány idegenhonos faj tömegesen lép fel, és az ökológiai egyensúlyt felborítva terjedni kezd. Ezek a fajok gyorsan tudnak alkalmazkodni az új környezethez, kihasználják a zavart területeket, ahol könnyen meg tudnak telepedni. Általában gyorsan és hatékonyan szaporodnak, és előnyt élveznek az őshonos fajokkal szemben, mivel a legtöbb esetben nincsenek jelen a természetes kártevőik. Ezek a fajok gyorsan domináns fajjá alakulhatnak, ezzel kiszorítva az őshonos flóra tagjait, akár értékes, ritka fajokat pusztítva ki (Moravcová és mtsai., 2010).

Az idegenhonos növények státuszát tekintve négy kategóriát különítenek el: idegenhonos fajok, amelyek a természetes elterjedési területükön kívül jelennek meg, hisz emberek általi tevékenységgel telepítik be szándékosan vagy hurcolják be véletlenszerűen; alkalmi fajok, amelyek virágozhatnak, sőt időnként szaporodhatnak is egy területen, de nem alkotnak önfenntartó populációkat, meghonosodott fajok, melyek a számukra új élőhelyen önfenntartó populációkat hoznak létre és emberi beavatkozás nélküli szaporodásra képesek; és invazív fajok, nagyon nagy számban vannak jelen, jelentős távolságra is kerülhetnek az eredeti megjelenési területüktől, sokféle módon szaporodhatnak, és így jelentős területen elterjedhetnek (Pyšek & Richardson, 2007).

A legfrissebb kutatások szerint Romániában 130 inváziós és potenciálisan invazív fajt tartanak számon. Ezek közül az *Ambrosia artemisiifolia* és az *Erigeron annuus* jelenlétét jelezték a legtöbb helyről, de az *Amaranthus retroflexus*, *Erigeron canadensis*, *Xanthium italicum*, *Amaranthus powellii*, *Datura stramonium*, *Echinocystis lobata*, *Galinsoga quadriradiata*, *Bassia scoparia*, *Sorghum halepense*, *Veronica persica*, *Xanthium spinosum* is nagy számban jelen van az ország területén. Gazdasági és mezőgazdasági szempontból a disznóparéj (*Amaranthus* spp.) és a fenyércirok (*Sorghum halepense*) okozzák a legnagyobb károkat (Paulina Anastasiu, 2019).

Az évek során rengeteg kísérlet/próbálkozás történt az idegenhonos fajok megfékezése érdekében, sajnos kevés sikerrel. A már nagy számban megjelent fajokat költséges és nehéz

kiirtani, ráadásul akár pár megmarad hajtás vagy mag elgendő ahhoz, hogy kevés időn belül újra előzőnljk a már megtisztított területet. Az inváziós fajok elleni védekezés rengeteg időbe, munkába és pénzbe kerül, és a legtöbbször sikertelen. A legjobb megoldás, akárcsak egy betegség esetén, a megelőzés lenne, ezzel megakadályozva az újabb fajok megjelenését.

Megoldás lehetne, ha a potenciális inváziós fajokat biológiai jellegeik alapján tudnánk előre kiszűrni, így kevesebb befektetéssel meg tudnánk állítani a későbbi terjedésüket. Ha összehasonlítjuk az inváziós és kevésbé sikeres megtelepedett (meghonosodott vagy alkalmi) fajcsoportokat, akkor tudjuk majd, hogy melyek azok a jellegek, amelyek elkülönítik a két (sikeres és nem-sikeres idegenhonos) csoportot egymástól. Ezáltal az újonnan bekerülő idegenhonos fajok közül ki tudnánk szűrni azokat, amelyek veszélyt jelentenének.

1.1 A sikeres és nem sikeres idegenhonos fajok magjai

A funkcionális jellegek fontos jelzői a növényi közösségek összetételének, és az általuk nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásoknak (Grman & Suding, 2010). Ezen növényi jellegeket a közösségek sajátosságaival összekapcsoló tanulmányok túlnyomó többsége a már felnőtt egyedek vegetatív növényi tulajdonságait - például a növénymagasságot és a fajlagos levélfelületet - használja a növényközösségek működésének jelzésére. Azonban, a növényközösségek fennmaradása és működése, és a növényfajok közötti viszonyok jelentősen függnnek a magok jellemzőitől, illetve a magok csírázásától is. Ugyanakkor, az előhelyek helyreállítási munkái is leggyakrabban magról indulnak, így a magról, a csírázó növényről, és az ebből kifejlődő növényekig a helyreállítás eredményeit nagymértékben befolyásolják. Így a magok tulajdonságai ugyanolyan fontosak vagy fontosabbak lehetnek, mint a vegetatív tulajdonságok (Larson & Funk, 2016).

A magok csírázása egy kritikus életszakasz, amely jelentősen befolyásolja a növényi közösségek összetételét (Larson és mtsai., 2014). A csírázás egy egyszeri esemény, ezért ebben a korai szakaszban a mag érzékenyebb a környezeti változásokra, mint a már kifejlett növények növekedése és túlélése a későbbi életszakaszokban (Jiménez-Alfaro és mtsai., 2016).

A magok tömege az ökológiai kutatásokban gyakran egyedülként használt magtulajdonság, mivel széles körben elérhető a jelleg adatbázisokban és bizonyítottan fontos a közösségek dinamikája szempontjából (Jiménez-Alfaro és mtsai., 2016). A magok tömege olyan növényi funkciókkal függ össze, mint a magok szétszóródása, megtelepedése, csírázása

verseny, fagytűrés és a növények növekedési sebessége (Carmen és mtsai, 2014). Bár a magok tömege fontos a közösségek jellegeinek megértéséhez, a magok tömege önmagában nem nyújt elegendő alapot a csírázásban, a megtelepedésben és a fennmaradásban mutatkozó különbségek megértésében (Larson & Funk, 2016).

A külső morfológiai jellemzők, például a mag alakja fontos lehet a csírázás és végső soron a fennmaradás sikerességében. Előző kutatások már összefüggésbe hozták a magok alakját a csírázás sikerességével. A hosszúkás magok gyorsabban csíráznak, mint a kerek magok (Bu és mtsai., 2017) . Egyes esetekben a magok alakja erősebb előrejelzője volt a csírázásnak, mint a magok tömege. Ezenkívül a magok alakja előrejelzi a talajban lévő magbankokban való fennmaradást, a kerekesebb magok tovább maradnak fenn, mint a lapos vagy hegyes magok (Barak és mtsai., 2018)

Számos faj inváziós jellegét gyakran a „r” stratégiájuknak tulajdonítják, amely abból áll, hogy nagyszámú kis, tartós magot termelnek, amelyeknek a csírázáshoz fényre van szükségük, és amelyek a zavarást követően hamarosan gyorsan csírázhatnak (Gioria & Pyšek, 2017). Számos egyéves és évelő növényfaj rendelkezik olyan tulajdonságokkal, amelyek elősegítik az inváziót, mint például a nagyszámú magbankok, a fokozott szaporodási nyomás és a legeltetéssel szembeni ellenálló képesség. Az egynyári fajokon belül azt találták, hogy az invazív fajoknak nagyobb volt a magtömegük és a magméretük az őshonos fajokhoz képest. Ezek a morfológiai előnyök azonban nem mutatkoztak nagyobb szén-dioxid-asszimilációban vagy erőforrás-felhasználásban (Funk és mtsai., 2016).

Ahogy már említettük, a magok csírázása nagy kockázatot jelent a növények életciklusában. Következésképpen a fajok környezetre adott reakciójában mutatkozó különbségek ezekben a szakaszokban lehetnek a legszembetűnőbbek. Így, ahogyan a szaporodási tulajdonságokban mutatkozó különbségek hozzájárulhatnak a fajok elterjedéséhez, ugyanúgy potenciálisan hozzájárulhatnak az invazív és az őshonos fajok közötti eltérő sikerhez is. A szaporodási siker a növényekkel kapcsolatos korábbi vizsgálatokban az invazív fajok egyik kevés egységesítő jellegének tűnik. Előző vizsgálatok kimutatták, hogy az inváziós fajok magtömege átlagosan nagyobb az inváziós, mint az őshonos elterjedési területén. A kutatás által bebizonyították, hogy egy faj magtömege átlagosan növekszik az inváziós folyamat során, és az inváziós fajoknak általában nagyobb a magtömege, mint a velük együtt előforduló rokon fajoknak. Így még a növénycsaládokon belül is, ahol közös lesz a növekedési forma és hasonló a szaporodási jellegek, az inváziós fajoknak általában nagyobb a magjuk. Az invazív fajok

sikere tehát a magok tömegének felfelé irányuló eltolódásából eredhet, ami növeli a csíranövények túlélését, míg az őshonos fajok magtömegét többek között a speciális ragadozók korlátozzák, amelyek alól az invazív fajokat felszabadulnak (Daws és mtsai., 2007).

1.2 A sikeres és nem sikeres idegenhonos fajok csírázásbiológiai jellegei

A csírázási jellegeknek a fajok invazivitását meghatározó szerepét már több kutatás is vizsgálta a közelmúltban, amelyek szerint a csírázási ráta pozitívan kapcsolódik az invazív fajok megtelepedéséhez és elterjedéséhez (Colautti és mtsai., 2006), valamint, hogy számos invazív és idegenhonos faj korábban, jobban vagy a környezeti feltételek szélesebb skáláján csírázik, mint a nem invazív vagy őshonos fajok (Pyšek & Richardson, 2007).

A csírázás során tapasztalt környezeti feltételek meghatározzák a csíranövények további fejlődését, így jelentős hatással vannak a növények fitnessére, túlélésére, fennmaradására, ökológiai preferenciáikra, elterjedési területére és evolúciós potenciáljára (Donohue és mtsai., 2010). A csírázási tulajdonságok fontosságát a növényi inváziókban előzetes vizsgálatokban a csírázási sikeresség, a csírázási idő, a csírázási sebesség, valamint a csírázáshoz szükséges környezeti feltételek tartományának becslésével vizsgálták. Ezek a jellemzők hasznosak a csírázási folyamat dinamikájának és kimenetelének becslésére (Ranal és De Santana, 2006). Ezek a jellegek viszonylag könnyen mérhetők, és lehetővé teszik az információgyűjtést számos fajra vonatkozóan viszonylag rövid idő alatt (Dürr és mtsai., 2015). Az ilyen típusú összehasonlítás hasznos azon tulajdonságok azonosítására, amelyek az idegenhonos fajoknak előnyt biztosíthatnak az őshonos fajokkal szemben (Tecco és mtsai., 2010). Ezt a megközelítést szélesebb körben alkalmazzák az inváziós és nem inváziós fajok közötti összehasonlításoknál a csírázási tulajdonságok tekintetében. Általában az invazív vagy meghonosított fajok korábban vagy gyorsabban csíráznak, mint az őshonos fajok, bár kivételekről is beszámoltak (Danuso és mtsai., 2012).

A kísérletekhez használt magok tárolási körülményei nagymértékben befolyásolhatják a magok csírázását. A száraz tárolás során bekövetkező élettani változásokról ismert, hogy a csírázáshoz szükséges feltételek kevésbé specifikusak és csökkentik az elsődleges nyugalmi állapot hosszát (Probert és mtsai., 1985). Előzetes kutatások szerint a hosszan tartó teletetés (sztratifikáció) kiszélesíti a csírázásra alkalmas hőmérsékleti tartományt (Nicolaeva, 1977), megkönnyíti a csírázást szuboptimális hőmérsékleten (Roberts és Totterdell, 1981) és csökkenti az egyéb környezeti tényezőktől való függőséget (Probert és mtsai., 1985).

A csírázási arányokat valamint a faj inváziós rátáját potenciálisan befolyásoló tényezőként fontos megemlíteni, hogy a magokat egy vagy több egyedtől gyűjtik-e egy populációban valamint, hogy a különböző populációkból történő maggyűjtés egy reprodukciós szakaszban történt-e.

A csírázási tulajdonságokat összehasonlító vizsgálatok azt mutatják, hogy az idegenhonos és őshonos fajok csírázási mutatóinak különbségeiből olyan jellegekre utalnak, amelyek valószínűleg hozzájárulnak számos idegenhonos faj meghonosodásához és invazív vá válásához. A környezeti feltételek széles skáláján való csírázási képesség, amely lehetővé teszi olyan csírázási nichek kihasználását, amelyekben az erőforrásokért folytatott verseny alacsony, kifejezettebb az invazív, mint az őshonos vagy nem invazív fajok esetében. (Gioria és Pyšek, 2017).

A korai vagy késői csírázás kulcsszerepet játszik a sikeres inváziók elősegítésében. A már meglévő vagy adaptív fenológiai különbségek, amelyek lehetővé teszik egy idegenhonos fajok számára, hogy a csírázási időt akkorra időzítsék, amikor az őshonos fajok általi kompetíció alacsony. Ez a tulajdonság mellett, hogy egy faj számára lehetővé teszi, hogy egy kiváltságos, az erőforrásokhoz való egy bizonyos ideig tartó, elsőbbségi hozzáférést nyújt, a korai vagy késői csírázás elnyomhatja az őshonos fajok csírázását és megtelepedését. Nyilvánvalóan, e csírázási stratégiák előnyei az invazív fajok megtelepedésében és terjedésében nagymértékben függenek a csírázást követő környezeti feltételektől, beleértve a fajok közötti kompetíciót és az éghajlat lehetséges hatásainak változást. Ezek a hatások károsak lehetnek azokra a fajokra, amelyek túl korán vagy túl későn csíráznak (Gioria & Pyšek, 2017).

Tekintettel a csíranövény-stádium nagyfokú sérülékenysége, a korai vagy késői csírázáshoz kapcsolódó magas mortalitási kockázatok gátolhatják az invazív fajok fennmaradását, különösen azokat, amelyek nem vagy csak átmenetileg képeznek talajban lévő magbankot (Van Kleunen és Johnson, 2007). Azt, hogy a korai vagy késői csírázás előnyei idővel fennmaradnak-e, és azok fontosak-e a fajok invazivitásában további kutatásokra van szükség. Néhány erősen inváziós, korán csírázó faj esetében a kutatások szerint idővel csökken a gyakoriságuk azokon a helyeken, ahol már régóta inváziósak voltak, azt sugallja, hogy a korai csírázás az inváziós folyamat kezdeti szakaszában előnyös, de a korai csírázás nem elégséges feltétele a fennmaradásnak (Gioria és mtsai., 2018).

Az idegenhonos, invazív és őshonos fajok csírázási fenológiájának ismerete döntő fontosságú a a jövőben sikeresen megtelepedni képes fajok előrejelzésében és a fenntartható

védekezési és helyreállítási intézkedések kidolgozásához. Ez fontos továbbá annak előrejelzéséhez, hogy az éghajlatváltozás hogyan befolyásolja az idegenhonos és az együttesen előforduló őshonos fajok közötti kompetitív kölcsönhatásokat a csírázási fenológia változásain keresztül. Egyes invazív fajok csírázási jellegei lehetnek a sikeres inváziót magyarázó kulcsfontosságú tényezők, amelyeket gyakran említene a növényi inváziók sikerének kulcsaként (pl. kiváló versenyképesség vagy magas erőforrás-felhasználási hatékonyság) (Gioria és mtsai., 2018).

Hosszú távú megfigyelésre van szükség ahhoz, hogy jobban megértsük a csírázási fenológia szerepét a sikeres inváziós fajok elterjedésében. A invazív és őshonos fajok csírázási fenológiáját további jellegekkel vizsgálva, beleértve a szaporodási és fiziológiai jellemzőket is, javítaná az inváziós sikerek hátterében álló mechanizmusok és folyamatok előrejelzésének képességét, és azonosítaná azokat a közösségeket, amelyek fogékonyabbak a növényi inváziókra (Gioria és mtsai., 2018).

Az elmúlt 20 évben sok esettanulmány világított rá bizonyos biológiai és ökológiai jellegre, melyek megkülönböztetik a sikeres inváziós fajokat más fajoktól. 2010-ben már publikáltak a témában egy metaanalízist, amely során korábbi esettanulmányokat összesítve azt bizonyították, hogy jópár tulajdonság tekintetében (fitness, méret, növekedési ráta, allokációs stratégia) az idegenhonos fajok jobban teljesítenek az őshonosaknál (Moravcová és mtsai., 2010).

1.3 Kutatásunk célja

Romániára jellemző inváziós és kevésbé sikeres idegenhonos fajok összehasonlításával olyan jellegeket vizsgáltuk és kerestünk, melyek megkülönböztetik e két csoportot egymástól. Próbáltunk olyan jellegekre kitérni, melyeket az inváziós irodalom fontos mag-jellegként tart számon (magtömeg, magalak) vagy csírázásbiológiai jelenséggként tart számon. Hosszútávú célunk a mag- és csírázásbiológiai jellegekre, valamint egyéb, a felnőtt növényegyedeken mérhető funkcionális jellegekre támaszkodó jelleg-alapú kockázatelemzési protokollt kidolgozni Románia területére.

1.4 Hipotéziseink:

A korábbi kutatások eredményei alapján hipotéziseket fogalmaztunk meg a romániai inváziós fajok mag- és csírázásbiológiai jellegeire nézve:

1. Az inváziós fajok magtömege kisebb, mint a kevésbé sikeres idegenhonos fajoké, mert a kisebb magvak nagy számban termelődnek és a propagulum-nyomás az egyik legfontosabb összetevője a sikeres inváziós folyamatnak
2. Az inváziós fajok magalakja inkább lapos vagy hosszúkás, mert ez biztosítja a gyorsabb csírázást, ami alapfeltétel a sikeres kolonizációnak
3. Átlagosan nagyobb csírázási arányt és gyorsabb csírázást várunk az inváziós fajoktól, szintén az új területek sikeres kolonizációja miatt és a már meghódított területek megtartása és előzőnlése miatt
4. A csírázási niche szélessége az inváziós fajoknak nagyobb, mert terjedésük során sok típusú élőhelyen kell sikeresen helytálljanak.

2. Anyag és módszerek

2.1 Magok mérése és a csíraztatásos vizsgálat

Összesen 82 idegenhonos lágyszárú növényfajjal dolgozunk, amelyek magjait vagy terepről (74 faj) gyűjtöttünk vagy helyi magterjesztőtől (8 faj, Agrosema Impex Targu-Mures) vásároltunk (1. melléklet). A fajokat két kategóriába soroltuk: **inváziós fajok**, amelyek a legaktuálisabb hazai inváziós irodalomban szerepelnek (Anastasiu és mtsai. 2019), és **meghonosodott fajok**, ezek olyan fajok, amelyek vagy meghonosodtak vagy alkalmi fajok Romániában (Anastasiu és mtsai. 2009). Mivel a második kategóriában a fajok zöme meghonosodott, nagyon kevés alkalmilag kivadult fajunk volt, ezt a kategóriát a dolgozatban meghonosodott csoportnak nevezzük.

A magokat tisztítottuk, majd fajonként 500 magot számoltunk ki. Analitikai mérleg segítségével magtömeget mértem 3x100 mag esetén. Minden faj esetén 10-10 magot milliméteres papírra helyezve befotóztam mikroszóp segítségével vagy direkt módon. Ezekről a fényképekről, az ImageJ softvert használva, magasságot, szélességet és hosszúságot mértem minden lefotózott magról, hogy magalakot lehessen számolni a kapott adatokból. A magalakot a három fő, egymásra merőleges dimenzió, azaz a hossz, a szélesség és a magasság varianciájaként Thompson és mtsai. (1993) képlete alapján számoltuk ki. A magalak értéke 0

és 0.33 között mozoghat, ahol a 0-hoz közeli értékek a kerekded, míg a 0.33-hoz közeli értékek az elnyújtott vagy lapos magvakat jelentik, azaz a nagyobb varianciaértékek a laposabb magvakhoz, a kisebb értékek pedig a kerekesebb magvakhoz kapcsolódnak. Az értékeket minden faj esetében 10 mag átlagát használva számoltuk ki.

A magokat különböző körülmények között csíráztattuk, klímakamrákban

1. A magvak csíráztatása őszi körülményeknek megfelelően: 12 hét 5/15°C, 13/11 h. Ehhez friss, szobahőmérsékleten max. pár hétig tárolt magokat használtunk.
2. A magvak csíráztatása kora tavaszi körülményeknek megfelelően. Ehhez 4 hónapig 4 °C alatti hőmérsékleten, sötétben, nedves körülmények között sztratifikáltuk a magvakat. Ezután klímakamrába helyezve őket 5/15°C és 11/13 h napszakokkal helyeztük be őket csírázni.
3. A magvak csíráztatása késő tavaszi körülmények között. A sztratifikált magvakat klímakamrába helyeztük 10/20°C és 10/14 h napszakokkal.

A magvak csírázását ellenőriztük 2-3 alkalommal hetente, számoltuk és eltávolítottuk a csírázó magvakat valamint szükség esetén pótoltuk a vizet.

A kapott adatokból niche szélességet számoltunk. Ehhez a három különböző kísérleti körülmény között mutatott csíráztatási arányt használtuk fel. Azok a fajok, amelyek teljesítménye kevésbé változik a különböző kezelések között, szélesebb niche szélességgel rendelkeznek. Egy erőforrás-alapú mérőszámot (Feinsinger és mtsai. 1981) használtunk a csírázási niche szélességének (NSz) becslésére a következő egyenlet segítségével: $NSz = 1/(R \cdot \sum p_i^2)$, ahol p_i a csírázás aránya, R pedig az kísérleti körülmény száma. Ez a mérték 1/R és 1 között mozog; az 1-hez közelítő értékek széles niche-t, az 1/R-hez közelítő értékek pedig szűk niche-t jelentenek.



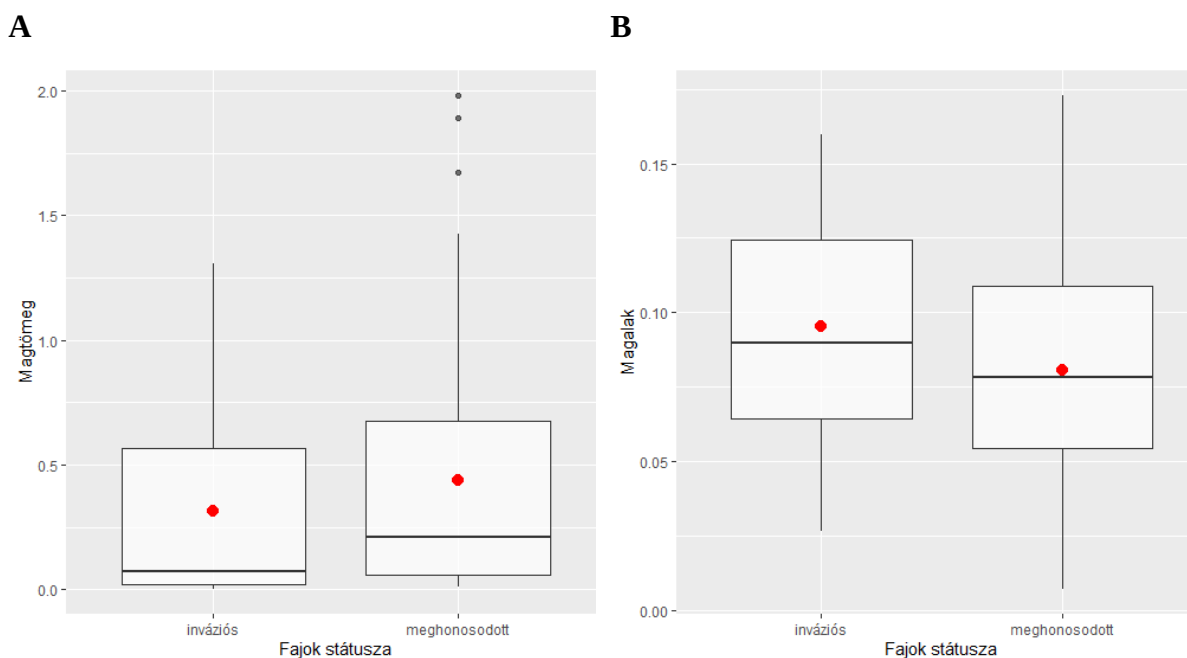
1. ábra. Részletek a csíráztatásos vizsgálatról és a magok méréséről (a szerző felvételei)

2.2 Statisztikai elemzés

Az elemzéseket R statisztikai környezetben végeztük el. Lineáris kevert modelleket használtunk. Független változóként az általunk vizsgált jellegeket használtuk, magyarázó változó a fajok státusza (inváziós vagy meghonosodott) volt. Minden modellben figyelembe vettük a fajok rokonsági viszonyait, úgy, hogy a fajok taxonómiai hierarchikus szintjeit (rend, család, nemzetség, faj) random tényezőként kezeltük. Az ábrákon az adatok maximumát és minimumát ábrázoltuk valamint a mediánt és átlagot is reprezentáltuk.

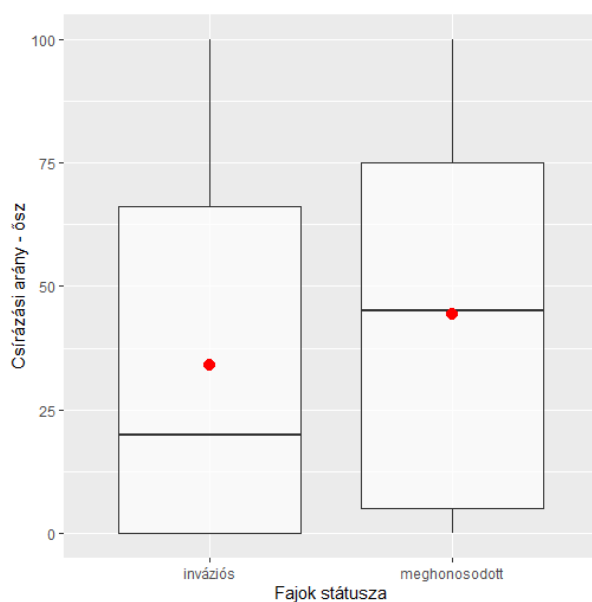
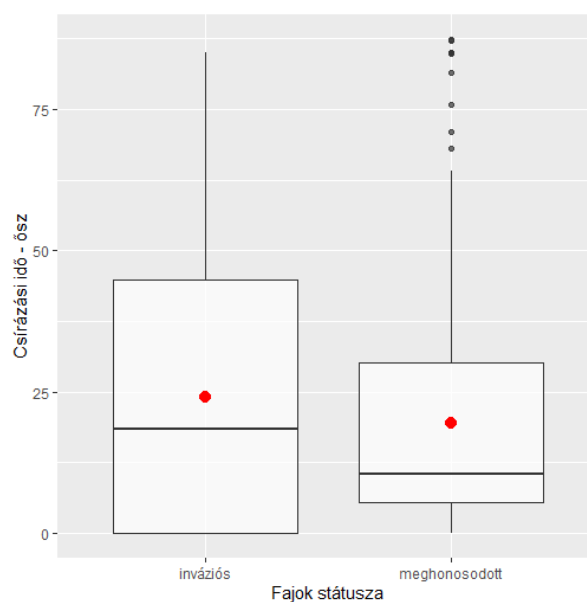
3. Eredmények

Nem találtunk szignifikáns különbséget a magtömeg (ábra 2.A) esetében (magtömeg $z = 0.956$, $p = 0.338$). A csíráztatás során kapott eredményekből (ábra 2.B) egy érdekes jelleg figyelhető meg: a meghonosodott fajok jobban teljesítettek a sikereseknél. Mindhárom esetben átlagosan jobban csíráztak a nem sikeres inváziós fajok, emiatt generalistábbnak tekinthetők ebből a szempontból, mivel több típusú körülmény között is képesek csírázni (magalak: $z = -0.766$, $p = 0.444$). Csírázási idő tekintetében a három csíráztatás eredményeit összegezve nem találtunk szignifikáns különbséget a két csoport között.



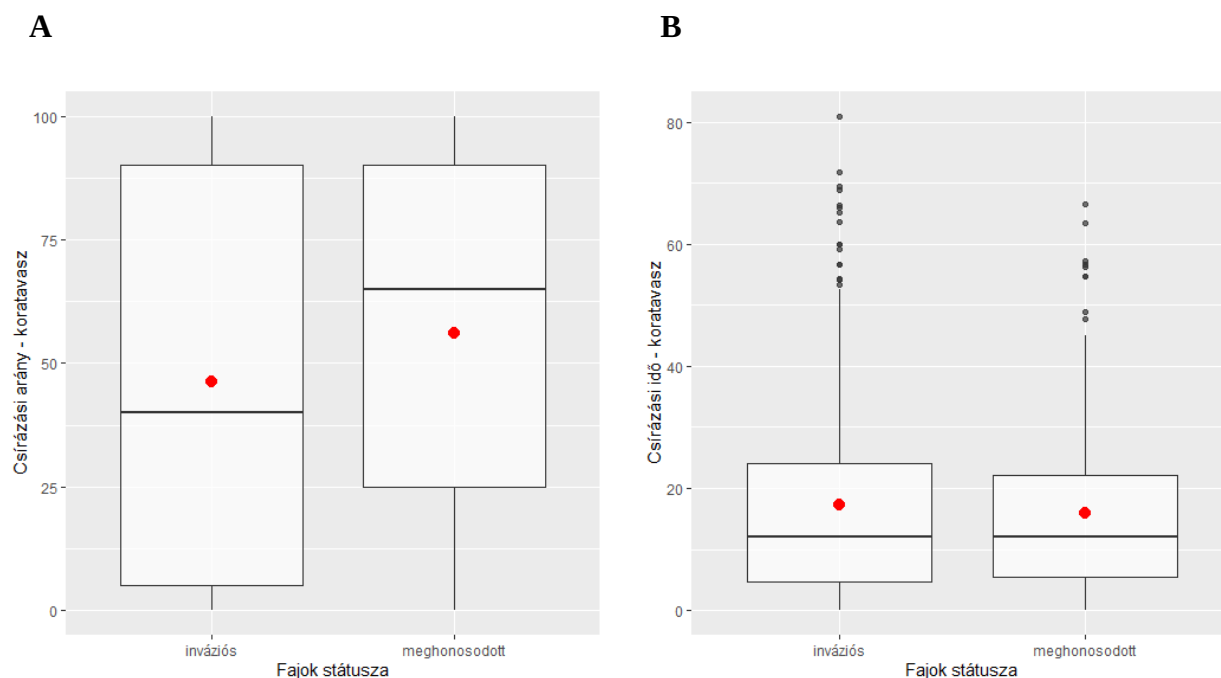
2. ábra. Az inváziós fajok és a meghonosodott fajok magtömeg (A) illetve magalak (B) összehasonlításai

Az őszi körülményeknek megfelelő körülmények között történt csíráztatás során a vizsgált fajok 60%-a mutatott valamilyen aktivitást. Voltak olyan fajok melyek egyáltalán nem csíráztak (*Asclepias syrica*, *Juncus tenuis*), olyanok melyek fele arányban csíráztak (*Impatiens glandulifera*, *Gaillaria aristata*) és olyanok amelyek majdnem 100%-osan csíráztak (pl. *Panicum miliaceum*). Ezekből az adatokból arra tudunk következtetni, hogy az általunk vizsgált idegenhonos fajok nagymértékben nem igényelnek stratifikációt, ezáltal akár már a magok beérése után csírázhatnak és fejlődhetnek azokkal a fajokkal szemben, amelyek csírázásához szükséges a sztratifikáció. Csírázási arány tekintetében (3A. ábra) a meghonosodott fajok valamint a sikeres inváziós fajok között nem találtunk szignifikáns különbséget (őszi csírázási arány $z = 1.739$, $p = 0.0821$). Csírázási idő tekintetében (3B. ábra) sem találtunk szignifikáns eltérést a két csoport között (őszi csírázási idő $z = -0.706$, $p = 0.48$).

A**B**

3. ábra. Az inváziós fajok és a meghonosodott fajok csírázási aránya (A) és az átlagos csírázási idő (B) őszi csírázási körülmények között.

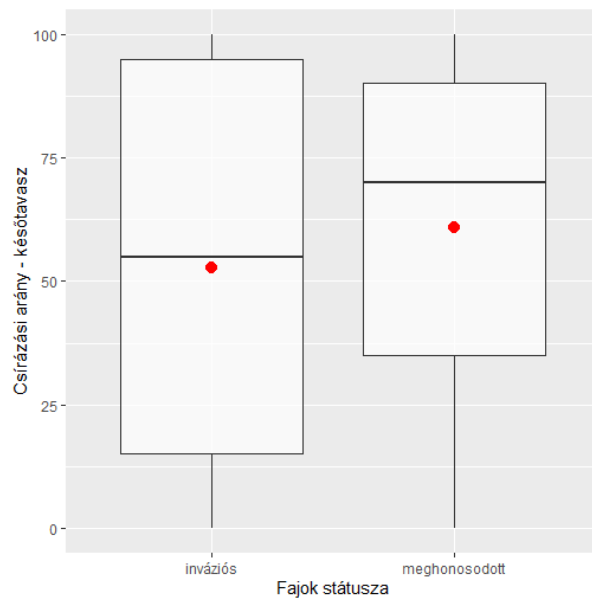
A kora tavaszi csíráztatás során a vizsgált fajok 85%-a mutatott aktivitást. Eltérő adatokat kaptunk a különböző fajok esetén. Voltak olyan fajok, amelyek a sztratifikáció után csíráztak (*Asclepias syrica*, *Juncus tenuis*), és voltak olyan fajok is amelyek jobb csírázási arányt mutattak az őszihez képest (*Gaillardia aristata*). Ezen fajok esetében tehát szükséges a sztratifikáció. Voltak olyan fajok amelyek az őszi csíráztatáshoz képest kisebb arányban csíráztak (*Panicum miliaceum*). A két csoport között szignifikáns eltérés van a csírázási arány tekintetében (4A. ábra), a meghonosodott fajok nagyobb arányban csíráztak (koratavaszi csírázási arány $z = 2.200$, $p = 0.0278$ *). Csírázási idő tekintetében (4B. ábra) azonban nincs eltérés (koratavaszi csírázási idő $z = -0.533$, $p = 0.594$).



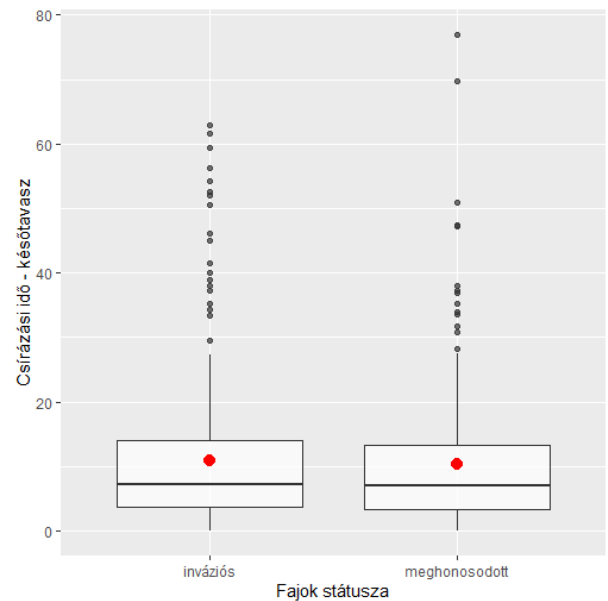
4. ábra. Az inváziós fajok és a meghonosodott fajok csírázási aránya (A) és az átlagos csírázási idő (B) koratavaszi körülmények között.

A késő tavaszi csíráztatás során szinte mindegyik faj csírázott valamilyen arányban. Megfigyelhető olyan faj, amely ebben az esetben csírázott a legnagyobb arányban (*Asclepias syrica*), voltak olyan fajok, amelyek hasonló eredményeket produkáltak a kora tavaszihoz hasonlóan (*Juncus tenuis*). Volt pár olyan faj, amely ebben az esetben kisebb csírázási arányt mutatott az előzőekhez képest (*Impatiens glandulifera*, *Panicum miliaceum*). Hasonlóan a koratavaszi csíráztatáshoz itt is szignifikáns különbséget találtunk a két csoport között (5.A ábra), ebben az esetben is a nem sikeres idegenhonos fajok teljesítettek jobban a csírázási arány tekintetében (későtavaszi csírázási arány $z = 2.072$, $p = 0.0383$). Csírázási időben (5.B ábra) itt sem találtunk szignifikáns eltérést (későtavaszi csírázási idő $z = -0.566$, $p = 0.571$)

A

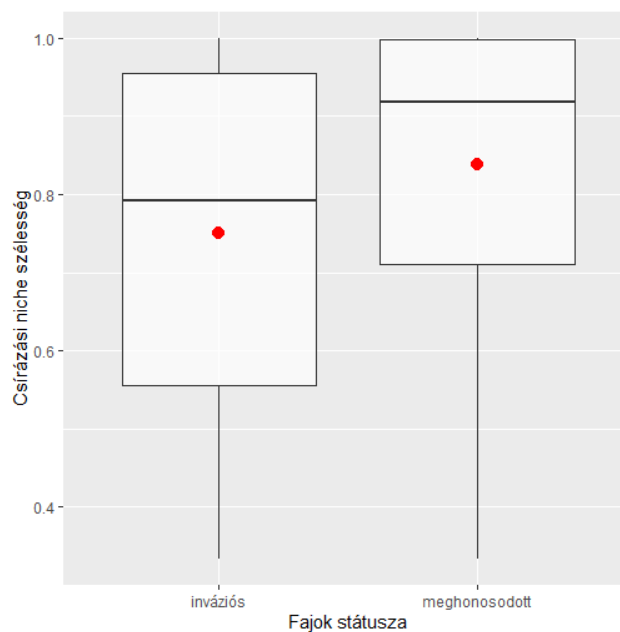


B



5. ábra. Az inváziós fajok és a meghonosodott fajok csírázási aránya (A) és az átlagos csírázási idő (B) későtavaszi körülmények között.

Összesítve az adatokat csírázási niche szélességet számoltunk (6. ábra). Ebben az esetben is hasonló eredményt kaptunk a meghonosodott idegenhonos fajok jobban teljesítettek az invazív fajoknál ($z = 2.581$, $p = 0.009$).



6. ábra. A csírázási niche szélesség

4. Diszkusszió

4.1 Magalak és magtömeg

Ellentmondásos eredményeket találunk az irodalomban az inváziós és nem-inváziós fajok összehasonlításánál: egyes esetben a nagy magokat emelik ki (Bu és mtsai., 2017), mint fontos jelleg, máskor inkább a kis magvakat (Pyšek & Richardson, 2007). Mindkét magméretnek vannak előnyei.

A magok méretét illetően előző kutatások azt találták, hogy a nagyobb magok nagyobb energiatartalékkal rendelkeznek, és ezáltal nagyobb csíranövényeket hoznak létre. Idővel azonban ez az összefüggés eltűnik, és a növényméret jobban korrelál az eredendő növekedési rátával. Érdekes módon a nagyobb magvakkal rendelkező fajok általában alacsonyabb növekedési rátával rendelkeznek (Westoby és mtsai., 1996). A relatív növekedési ráta fontos jelleg a vizsgálatokban, és az invazív fajok általában gyorsabb relatív növekedési rátával rendelkeznek, mint a nem invazív fajok (Daws és mtsai., 2007; Van Kleunen és mtsai., 2010).

A magmérettel kapcsolatban azonban számos más jelleg is szerepet játszik a gyors növekedés mellett, amely befolyásolhatja az inváziót sikerességét. A kis magvú fajok hajlamosak nagyobb távolságokra szétszóródni (Greene és Johnson 1993;), nagyobb földrajzi elterjedési területtel rendelkeznek, a nagy magvú fajokhoz képest gyakrabban fordulnak elő helyi közösségekben, és hosszabb ideig maradnak fenn a talaj magbankjaiban, mint a nagyobb magvak. A kisméretű magvaknak, alacsonyabb a magpredációs arányuk (Westoby és mtsai., 1996).

A mi vizsgálatunk, 41 inváziós és 41 meghonosodott faj összehasonlításán keresztül azt az eredményt szolgáltatva, hogy nincs különbség a két csoport között a magtömeg terítetében. A korábbi tanulmányok eredményei, amelyek a kis magméretet az inváziós képesség korrelációjaként mutatják ki a növekedési forma figyelembevétele nélkül, valószínűleg inkább az egynyári lágyszárúak idegenhonos flórákban való előfordulását tükrözik, mint a magok tömegében mutatkozó ökológiai jelentőségű különbségeket. Valóban, az őshonos és invazív fajok magjellemezőinek globális vizsgálata során Mason és mtsai., (2010) nem találtak különbséget a magok tömegében e két csoport között, miután figyelembe vették a növekedési formát. A magalak esetén korábbi vizsgálatok azt találták, hogy az inváziós fajok inkább kerekded magokkal rendelkeznek (Pyšek & Richardson, 2007), bár a csírázási irodalom a laposabb, hosszúkásabb magvakat hozza összefüggésbe a gyorsabb csírázással (Bu és mtsai., 2017). Épp ezért mi is azt feltételeztük, hogy a laposabb magvak jellemzik majd az inváziós

fajokat. A mi vizsgálatunkban széles spektrumon mozogtak a magalakakok, de nem találtunk különbséget az inváziós és meghonosodott fajok átlagos magalakjában.

4.2 Csírázási arány, idő és niche-szélesség

Bár korábbi kutatások azt találták, hogy az invazív és idegenhonos fajok korábban, jobban vagy a környezeti feltételek szélesebb skáláján képesek csírázik, a nem invazív vagy őshonos fajokkal szemben (Pyšek & Richardson, 2007), a mi eredményeink ennek az ellenkezőjét támasszák alá.

Hipotézisünkben az előző kutatások eredményeihez hasonló eredményeket vártunk, átlagosan nagyobb csírázási arányt és gyorsabb csírázást az inváziós fajoktól, ám ezt nem sikerült bizonyítanunk, sőt ennek a fordítottja, a meghonosodott idegenhonos fajok nagyobb arányban csíráztak. Szintén hasonló eredményt találtunk a csírázási niche szélesség esetében. A nem sikeres inváziós fajok, az eredményeink alapján terjedésük során több típusú élőhelyen képesek megtelepedni.

A vizsgálatban használt fajok két csoportjának összehasonlítása során az irodalommal ellentétes eredményeket kaptunk. A meghonosodott fajok csírázási aránya és niche szélessége szignifikánsan nagyobb az inváziós fajokkal szemben.

4.3 A semleges és látszólag negatív eredmények lehetséges magyarázatai

Az eredmények elsőre akár meglepőnek is tűnhetnek, mert valamennyi hipotézisünket, melyeket az irodalmi eredményekből válogattunk össze, megdőlni látszik. Két magyarázatot is feltételezhetünk, hogy eredményeinket magyarázni tudjuk.

(1) van Kleunen és mtsai (2010) hangsúlyozzák, hogy alapvető fontosságú eldönteni, hogy milyen kontrollcsoporthoz hasonlítjuk az inváziós fajainkat. A legtöbb felsorolt eredmény a magalak és csírázási jellemzők esetén őshonos fajokhoz hasonlította az inváziós fajok jellegeit. Hasonlóan a mi semleges eredményeinkhez, van Kleunen és mtsai. (2010) kimutatták már, hogy amennyiben egy inváziós csoportot egy idegenhonos, de nem invazív csoporttal hasonlítunk össze, alig-alig találunk majd szignifikáns különbségeket. A meghonosodott csoport fajai jelen pillanatban még nem mutatnak inváziós jellegeket, de nem kizárt, hogy az elkövetkezendő években, évtizedekben változhat a besorolásuk és akár inváziósakká is válhatnak. Előző kutatások magmértbeli különbségek hiányának egyik lehetséges okát abban vélték felfedezni, hogy a meghonosodott és az invazív fajok között csak az azonos növekedési formájú fajpárokat vettek figyelembe. A korábbi tanulmányok

eredményei, amelyek magtömegbeli különbségeket mutatnak az inváziós és más meghonosodott vagy őshonos fajok között, egyszerűen azt a tendenciát tükrözhetik, hogy az egynyári, lágyszárú fajok egyrészt kis magvakkal rendelkeznek, másrészt túltreprezentáltak az lágyszárúak között, amelyek jellemzően az egy évszakban történő nagy szaporodási teljesítménybe való befektetést az egyedi magmérettel szemben cserélik ki, ami a kis magok nagy számát eredményezi (Gallagher és mtsai., 2014).

(2) Egy másik lehetséges magyarázat, hogy hiába várunk különbséget az inváziós és nem-inváziós fajok között egy ennyire heterogén, sok fajt tartalmazó összehasonlítás esetén. Lehetséges, hogy pont ebben az általánosított vizsgálati módszerben rejlik a hiba. Amennyiben, és pont ez a tervünk a későbbiekben, jól körülhatárolt, és hasonló jellegeket feltételező csoportokat alkotnánk ebből a 82 fajból és azokon belül vizsgálnánk meg ugyanezeket a kérdéseket, talán szignifikáns és értelmezhető eredményeket találnánk. Ahogy korábban már utaltunk rá, az élethossz mentén történő csoportosítás nagyon fontos volna, más mag- és csírázásbiológiai jellegekkel rendelkeznek az egyéves és az évelő növényfajok. A fajok élőhelypreferenciája mentén szintén érdekes lenne csoportosítani a fajokat, hiszen más viselkedést várunk erdei, gyepi vagy ártéri inváziós fajok esetén.

5. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom lelkes témavezetőmnek, Fenesi Annamáriának, aki türelemmel és odaadással kísért munkámat, és mindig segítséget nyújtott. Köszönettel tartozom a Kolozsvári Növényökológiai Kutatócsoport tagjainak Toth-Pál Helgának, Ferencz Kamillának, Miholcsa Zsombornak, Kuhn Thomasnak, Ruprecht Eszternek, Sándor Dorottyának, Fenesi Annamáriának, valamint szaktársaimnak és családtagjaimnak, akik támogattak és hozzájárultak dolgozatomhoz.

6. Irodalomjegyzék

- Barak R., S. Lichtenberger, T. M. Wellman-houde, A. Kramer, & Larkin D. J. (2018). *Cracking the case : Seed traits and phylogeny predict time to germination in prairie restoration species. March*, 5551–5562. <https://doi.org/10.1002/ece3.4083>
- Bu H. Wang,& Zhou X. (2017). *The ecological and evolutionary significance of seed shape and volume for the germination of 383 species on the eastern Qinghai-Tibet plateau.* <https://doi.org/10.1007/s12224-016-9271-y>
- Carme M., Wild, L. Kaviani, R., & Tackenberg O. (2014). *Germination and seedling frost tolerance differ between the native and invasive range in common ragweed.* 739–750. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2813-6>
- Colautti R., I. Grigorovich, & MacIsaac H. J. (2006). Propagule pressure: A null model for biological invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023–1037. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y>
- Danuso F., Zanin G., & Sartorato I. (2012). A modelling approach for evaluating phenology and adaptation of two congeneric weeds (*Bidens frondosa* and *Bidens tripartita*). *Ecological Modelling*, 243, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.06.009>
- Daws M., Hall J., Flynn S., & Pritchard H. W. (2007). *Do invasive species have bigger seeds ? Evidence from intra- and inter-specific comparisons.* 73, 138–143. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2006.09.003>
- Donohue K., Rubio De Casas, R. Burghardt, L. Kovach, K. & Willis, C. G. (2010). Germination, postgermination adaptation, and species ecological ranges. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41, 293–319. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144715>
- Dürr C., Dickie J. B., Yang & Pritchard, H. W. (2015). Ranges of critical temperature and water potential values for the germination of species worldwide: Contribution to a seed trait database. *Agricultural and Forest Meteorology*, 200, 222–232. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.09.024>

- Gioria M., & Pyšek P. (2017). Early bird catches the worm: germination as a critical step in plant invasion. *Biological Invasions*, 19(4), 1055–1080. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1349-1>
- Gioria M., Pyšek P., & Osborne B. A. (2018). Timing is everything: Does early and late germination favor invasions by herbaceous alien plants? *Journal of Plant Ecology*, 11(1), 4–16. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw105>
- Grman E. & Suding K. N. (2010). *Within-Year Soil Legacies Contribute to Strong Priority Effects of Exotics on Native California Grassland Communities*. 18(5), 664–670. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00497.x>
- Jiménez-Alfaro B., Silveira F. A. O., Fidelis, A., Poschlod, P., & Commander, L. E. (2016). *Seed germination traits can contribute better to plant community ecology*. 27, 637–645. <https://doi.org/10.1111/jvs.12375>
- Larson J. E. & Funk J. L. (2016). *Regeneration : an overlooked aspect of trait-based plant community assembly models*. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12613>
- Larson J. E., Sheley R. L., Hardegree S. P., Doescher P. S., & James J. J. (2014). *Seed and seedling traits affecting critical life stage transitions and recruitment outcomes in dryland grasses*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12350>
- Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V., Havlíčková V. & Zákrevský P. (2010). Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: Traits of invasive and non-invasive species. *Preslia*, 82(4), 365–390.
- Nikolaeva M. (1977). Factors controlling the seed dormancy pattern. In: Kahn A (ed) *The physiology and biochemistry of seed dormancy and germination*. North-Holland Publishing Company, Amsterdam, 41(2), 51–74. <https://doi.org/10.7459/ept/41.2.01>
- Paulina Anastasiu (2019). *LISTĂ PRELIMINARĂ NAȚIONALĂ A SPECIILOR DE PLANTE ALOGENE INVAZIVE ȘI POTENȚIAL INVAZIVE DIN ROMÂNIA ÎN FORMAT TABELAR*. 10.
- Peter Alpert, Elizabeth Bone & Claus Holzapfel. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Urban & Fischer Verlag*, 3/1(1996), 52–66. <https://doi.org/10.1145/1329125.1329459>

- Probert R. J., Smith R. D. & Birch, P. (1985). Germination Responses To Light and Alternating Temperatures in European Populations of *Dactylis Glomerata* L. I. Variability in Relation To Origin. In *New Phytologist* (Vol. 99, Issue 2, pp. 305–316). <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1985.tb03658.x>
- Pyšek P. & Richardson D. M. (2007). Traits Associated with Invasiveness in Alien Plants: Where Do we Stand? *Biological Invasions*, 193, 97–125. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_7
- Ranal M. A. & DeSantana D. G. (2006). How and why to measure the germination process? *Revista Brasileira de Botanica*, 29(1), 1–11. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000100002>
- Roberts E. H. & Totterdell S. (1981). Seed dormancy in *Rumex* species in response to environmental factors. *Plant, Cell & Environment*, 4(2), 97–106. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1981.tb01044.x>
- Tecco P. A., Díaz S., Cabido M. & Urcelay C. (2010). Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: Do aliens join the locals or try harder than them? *Journal of Ecology*, 98(1), 17–27. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01592.x>
- Unk J., Tandish R., Tock W. & Alladares F. (2016). *Plant functional traits of dominant native and invasive species in mediterranean- climate ecosystems*. 97(1), 75–83.
- Van Kleunen M. & Johnson S. D. (2007). South African Iridaceae with rapid and profuse seedling emergence are more likely to become naturalized in other regions. *Journal of Ecology*, 95(4), 674–681. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01250.x>
- Van Kleunen M., Weber E. & Fischer M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13(2), 235–245. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>
- Westoby M., Leishman M. & Lord J. (1996). Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 351(1345), 1309–1318. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0114>

Kivonat

A tömegesen megjelenő inváziós fajokat költséges és nehéz kiírtani, ráadásul nagy a veszélye az újrafertőzésnek. A legjobb megoldás, akárcsak egy betegség esetén, a megelőzés lenne, ezzel megakadályozva az újabb inváziós fajok térhódítását. Kutatásunk során 82 idegenhonos lágyszárú növényfajjal dolgozunk: összehasonlítottuk sikeres inváziós és nem-sikeres idegenhonos fajok magjainak jellegeit (tömegét, alakját) és csírázásbiológiáját. Ehhez a magvakat többféle körülmény között csíráztattuk (őszi, kora tavaszi és késő tavaszi hőmérséklet- és fényviszonyok között), majd csírázási arányokat és csírázási niche-szélességet számoltunk fajonként. Az elemzésünk során nem sikerült jelentős különbségeket feltárni a sikeres és nem sikeres fajok között, ezért dolgozatunkban lehetséges magyarázatokat tárgyalunk meg.

Melléklet

A vizsgálatunkban használt fajok listája, a rendszertani családjuk, valamint romániai státuszuk.

Fajok	Család	Státusz
<i>Abutilon theophrasti</i>	Malvaceae	inváziós
<i>Amaranthus albus</i>	Amaranthaceae	inváziós
<i>Amaranthus deflexus</i>	Amaranthaceae	inváziós
<i>Amaranthus powellii</i>	Amaranthaceae	inváziós
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Amaranthaceae	inváziós
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Asteraceae	inváziós
<i>Artemisia annua</i>	Asteraceae	inváziós
<i>Asclepias syriaca</i>	Apocynaceae	inváziós
<i>Bassia scoparia</i>	Amaranthaceae	Inváziós
<i>Bidens frondosa</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Datura stramonium</i>	Solanaceae	Inváziós
<i>Echinocystis lobata</i>	Cucurbitaceae	Inváziós
<i>Erigeron annuus</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Erigeron canadensis</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Eriochloa villosa</i>	Poaceae	Inváziós
<i>Euphorbia maculata</i>	Euphorbiaceae	Inváziós
<i>Galinsoga parviflora</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Helianthus tuberosus</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Impatiens glandulifera</i>	Balsaminaceae	Inváziós
<i>Impatiens parviflora</i>	Balsaminaceae	Inváziós
<i>Ipomoea purpurea</i>	Convolvulaceae	Inváziós
<i>Iva xanthiifolia</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Juncus tenuis</i>	Juncaceae	Inváziós
<i>Oenothera biennis</i>	Onagraceae	Inváziós

<i>Oxalis corniculata</i>	Oxalidaceae	Inváziós
<i>Oxalis stricta</i>	Oxalidaceae	Inváziós
<i>Panicum capillare</i>	Poaceae	Inváziós
<i>Panicum miliaceum</i>	Poaceae	Inváziós
<i>Phytolacca esculenta</i>	Phytolaccaceae	Inváziós
<i>Phytolacca americana</i>	Phytolaccaceae	Inváziós
<i>Reynoutria × bohemica</i>	Polygonaceae	Inváziós
<i>Reynoutria japonica</i>	Polygonaceae	Inváziós
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Solidago canadensis</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Solidago gigantea</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Sorghum halepense</i>	Poaceae	Inváziós
<i>Veronica persica</i>	Plantaginaceae	Inváziós
<i>Xanthium italicum</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Xanthium saccharatum</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Xanthium spinosum</i>	Asteraceae	Inváziós
<i>Alcea rosea</i>	Malvaceae	Meghonosodott
<i>Amaranthus caudatus</i>	Amaranthaceae	Meghonosodott
<i>Amaranthus cruentus</i>	Amaranthaceae	Meghonosodott
<i>Antirrhinum majus</i>	Plantaginaceae	Meghonosodott
<i>Atriplex hortensis</i>	Amaranthaceae	Meghonosodott
<i>Borago officinalis</i>	Boraginaceae	Meghonosodott
<i>Calendula arvensis</i>	Asteraceae	Meghonosodott
<i>Calendula officinalis</i>	Asteraceae	Meghonosodott
<i>Celosia argentea</i>	Amaranthaceae	Meghonosodott
<i>Commelina communis</i>	Commelinaceae	Meghonosodott
<i>Coreopsis tinctoria</i>	Asteraceae	Meghonosodott
<i>Cosmos bipinnatus</i>	Asteraceae	Meghonosodott
<i>Cymbalaria muralis</i>	Plantaginaceae	Meghonosodott
<i>Dipsacus strigosus</i>	Caprifoliaceae	Meghonosodott
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Amaranthaceae	Meghonosodott
<i>Eruca sativa</i>	Brassicaceae	Meghonosodott
<i>Eschscholzia californica</i>	Papaveraceae	Meghonosodott
<i>Euphorbia lathyris</i>	Euphorbiaceae	Meghonosodott
<i>Euphorbia marginata</i>	Euphorbiaceae	Meghonosodott
<i>Euphorbia peplus</i>	Euphorbiaceae	Meghonosodott
<i>Gaillardia aristata</i>	Asteraceae	Meghonosodott
<i>Geranium sibiricum</i>	Geraniaceae	Meghonosodott
<i>Gypsophila elegans</i>	Caryophyllaceae	Meghonosodott
<i>Iberis umbellata</i>	Brassicaceae	Meghonosodott
<i>Impatiens balsamina</i>	Balsaminaceae	Meghonosodott
<i>Lepidium densiflorum</i>	Brassicaceae	Meghonosodott
<i>Lobularia maritima</i>	Brassicaceae	Meghonosodott
<i>Lunaria annua</i>	Brassicaceae	Meghonosodott
<i>Lavatera trimestris</i>	Malvaceae	Meghonosodott
<i>Medicago sativa</i> subsp. <i>Sativa</i>	Fabaceae	Meghonosodott

Melissa officinalis	Lamiaceae	Meghonosodott
Mirabilis jalapa	Nyctaginaceae	Meghonosodott
Nicotiana glauca	Solanaceae	Meghonosodott
Nigella damascena	Ranunculaceae	Meghonosodott
Phacelia tanacetifolia	Boraginaceae	Meghonosodott
Portulaca grandiflora	Portulacaceae	Meghonosodott
Duchesnea indica	Rosaceae	Meghonosodott
Rudbeckia triloba	Asteraceae	Meghonosodott
Ruta graveolens	Rutaceae	Meghonosodott
Salvia sclarea	Lamiaceae	Meghonosodott
Silybum marianum	Asteraceae	Meghonosodott
Trigonella foenum-graecum	Fabaceae	Meghonosodott