

**36. Országos Tudományos Diákköri Konferencia (OTDK)
2023**

**Három botanikus kerti inváziós növényfaj megtelepedési
kockázatának vizsgálata környékbeli erdőkben**

Hallgató: Gagyi Réka-Andrea

Babeş-Bolyai Tudományegyetem, Biológia és Geológia Kar, Magyar Biológiai és Ökológiai
Intézet, Orvosi Biológia szak, I. év

Témavezető: Fenesi Annamária, PhD

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

Budapest

2023

Kivonat

A botanikus kertek feladata a világ különböző tájain előforduló gazdag és érdekes növényvilág bemutatása. Azonban, a beültetett fajok némelyike képes önállóan is fennmaradni és szaporodni, kiszökik a gondozott részekről, és potenciális inváziós fajként viselkedik.

Célunk volt három, a kolozsvári “Al. Borza” Botanikus Kertben nagy, spontán állományokat fenntartó idegenhonos faj terjedési kockázatának felmérése. Azt mértük fel, hogy (1) hogyan csíráznak és fejlődnek erdei talajon, (2) befolyásolja-e őket az erdőt alkotó domináns fafaj és (3) a talajban előforduló talajbióta jelenléte.

Ehhez a kiválasztott idegenhonos fajok (kisvirágú nebáncsvirág, indiai díszeper és szibériai gólyaorr), valamint öt őshonos faj magjait csíráztattuk, majd a növényeket neveltük három hónapig, sterilizált és nem sterilizált, bükk és gyertyán alól gyűjtött talajon.

Azt találtuk, hogy mindhárom idegenhonos faj magas megtelepedési potenciállal rendelkezik mindkét fafaj alól gyűjtött talajon, bár a talajsterilizálás jelentősen csökkentette a fajok csírázását. Különösen a kisvirágú nebáncsvirág és a szibériai gólyaorr telepedhet meg környékbeli erdőkben kivételesen gyors növekedése miatt.

Tartalom

Kivonat.....	2
1. Bevezető.....	4
1.1. A növényi invázió: fogalmak, folyamatok, károk.....	4
1.2. Botanikus kertekhez köthető inváziós jelenségek.....	6
1.3. Invazív fajok megtelepedése erdőekben.....	8
1.4. A talajbióta szerepe.....	9
1.5. A kutatásunk kérdései.....	10
2. Anyag és módszer:.....	11
2.1. A kutatás helyszínei:.....	11
2.2. A vizsgált fajok bemutatása.....	12
2.2.1. Kutatásunk invazív fajai.....	12
2.2.2. Kutatásunk őshonos fajai.....	15
2.3. Vizsgálati módszerek.....	16
2.4. Statisztikai elemzés.....	19
3. Eredmények és tárgyalás.....	19
3.1 A talajvizsgálat eredményei.....	19
3.2 A fajok csírázási aránya.....	20
3.3 Fiatal növénygyedek biomasszájának vizsgálata.....	22
3.3 Felnőtt növénygyedek biomasszájának vizsgálata.....	23
4. Következtetések.....	26
5. Köszönetnyilvánítás.....	26
Irodalomjegyzék.....	27

1. Bevezető

1.1. A növényi invázió: fogalmak, folyamatok, károk

Az elmúlt században, a világszerte megnövekedett turizmus, fellendült mezőgazdaság és kereskedelem révén az emberek szándékosan vagy szándékuktól függetlenül számos új növényfajt hurcolnak be, azok számára addig ismeretlen, új területekre (Alpert és mtsai., 2000). Az így behurcolt fajok nagy többsége ártalmatlan az őt befogadó őshonos közösségre, előfordul viszont, hogy egy növényfaj megtelepedik, önállóan szaporodik, gyorsan terjed és így invazív növénné alakul új otthonában. A 1990-es évek vége óta, de főleg 2000 után folyamatosan tárgyalt problémává alakult a behurcolt fajok meghonosodása és inváziós fajjá válása (Alpert és mtsai. 2000). Williamson és Fitter (1996) becslése szerint az emberek által behurcolt növényfajok mindössze 0.1%-a válik invazívvá egy adott területen. Majdnem minden földrajzi térségen előfordul az invázió jelensége és egyre biztosabb a globális felmelegedés fokozó hatása a fajok terjedésére (Mihály és Botta-Dukát, 2004).

A növények biogeográfiai státuszát tekintve négy kategóriáról beszélhetünk: *őshonos fajok*, amelyek a vizsgált területen már akkor fellelhetők, mielőtt az ember természetátalakító tevékenységeket folytatna (native); *idegenhonos fajok* (alien), amelyek a természetes elterjedésükön kívül jelennek meg, hisz emberek általi tevékenységgel telepítik be szándékosan vagy hurcolják be véletlenszerűen; *meghonosodott fajok* (naturalized), melyek a számukra új élőhelyen önfenntartó populációkat hoznak létre és emberi beavatkozás nélküli szaporodásra képesek; és *invazív* vagy *özönfaj* (invasive) (Iván, 2011). Az invazív fajok definíciója nem egyértelmű a szakirodalomban, ezért tisztázni kell, hogy mi melyik meghatározást használtuk munkánk során: olyan idegenhonos fajok, melyek gyorsan terjednek új élőhelyeiken, nagy területeket hódítanak el az őshonos fajoktól és ezáltal negatív hatást gyakorolnak az őket körülvevő környezetre (Varga és mtsai, 2017).

Azt, hogy egy behurcolt fajból invazív faj legyen, számos tényező befolyásolja. A legfontosabb tényezők között találjuk a széles őshonos elterjedési területet és a gyors terjedési képességet. Rejmánek (1999) megállapítása alapján azon fajok válnak könnyen invazívvá, melyeknek a specifikus levélfelület indexük (levéllemez területe/száraz tömege) nagy, magméretük és magtömegük viszont kicsi és ivartalan szaporodási képességük erőteljes. Amikor a fajok behurcolására vagy betelepítésére kerül sor, előfordul, hogy a számukra új élőhelyen nincs jelen a természetes ellenségük (parazitájuk, fogyasztójuk, ragadozójuk), emiatt a védekezésre szánt energiákat a növekedésbe és szaporodásba allokálhatják. Az

invazív fajok a gyors evolúció legjobb példái, gyorsan alkalmazkodnak új környezetükhöz és kihasználják annak minden pozitív tulajdonságát (Genton és mtsai., 2005).

Az invazív fajok leggyakrabban más kontinensekről, leginkább Ázsiából és Észak-Amerikából érkeznek Európába, szándékos vagy véletlen, emberek általi szállítással. A behurcolt vagy betelepített invazív fajok hatása a környezetre összetett, hatásuk nem csak a biodiverzitásra lehet negatív, de egészségügyi és gazdasági károkat is okozhatnak (Varga és mtsai. 2017). Egy, az Egyesült Államokban készült becslés alapján 79 özönnövény 97 milliárd dolláros kárt okozott 1906 és 1991 között (Pimentel és mtsai, 2000).

Az invazív fajok jelenléte a társadalmi és ökonómiai probléma mellett legfőként természetvédelmi problémát jelent, veszélyeztetve az őshonos biológiai sokfélesége. Az ilyen fajok hatása sokrétű, mely egy-egy őshonos faj kiszorításán át a teljes ökoszisztéma megváltoztatásáig terjedhet, és hatásuk iránya és erőssége fajról fajra változik (Chornesky és Randall, 2003). Az invazív fajok közvetlen negatív hatása az őshonos flórára az ásványi anyagok, a víz, a fény és legfőképpen a terület elvonásán keresztül nyilvánul meg. De közvetetten is negatívan hathatnak: pl. egy Közép-Európában készült felmérés alapján a bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*) elcsalogatja a méheket, mint fő pollinátorokat az őt körülvevő terület őshonos fajaitól (Chittka és Schürkens, 2001). Egy 2010-es felmérésben kimutatták, hogy a betolakodó, idegenhonos növények gátolják az őshonos fajok növekedését és fitnesszét, valamint az őshonos fajok többszörös szaporodási időszak után sem tudnak kompetitív előnyre szert tenni a közös élőhelyeken, így az invazív fajok megváltoztatják az őshonos közösségek szerkezetét és csökkentik azok helyreállási esélyeit (Flory és Clay, 2010).

A szándékosan betelepített özönnövények többségét eredetileg botanikus kertek számára telepítették be, illetve mezőgazdasági célokra használják. Egy felmérés szerint, az Egyesült Államokban, a fásszárú invazív növények 82%-a mezőgazdasági célok miatt lettek betelepítve. Így tehát mind a mezőgazdasági hasznosítás, mind a botanikus kertek fontos szerepet játszanak világszerte az invazív növények terjedésében (Hayden és White 2001, Sharock 2011).

1.2. Botanikus kertekhez köthető inváziós jelenségek

A botanikus kertek célja, hogy a Föld különböző részeinek növényvilágát bemutassa: rengeteg különféle növényfajjal találkozhatunk bennük, ezek között vannak olyanok, melyek komoly veszélyforrást jelentenek a botanikus kertek környékén elterülő zöld övezetek számára (Cseceserits és mtsai, 2018). Az ember által, a különféle földrészekről származó, a botanikus kertekben csíráztatott, kinevelt, ápolat növények közül sok faj megtelepedhet először a botanikus kertek kevésbé rendezett, kezeletlen területein és onnan, különböző vektorok révén kiszökhetnek szomszédos területekre, akár természetes, féltermészetes élőhelyekre.

A botanikus kertek világszerte megdöbbentő számú növénynek adnak otthont: több mint 4 millió növényegyedet és több mint 80 ezer fajt tartanak számon, a világ flórájának majdnem egyharmadát. A PlantSearch adatbázis (http://www.bgci.org/plant_search.php), ami a legátfogóbb adatbázisa a Földön található növénygyűjtemények fajkészletének, **Hiba! A hiperhivatkozás érvénytelen.** 450 világszinten veszélyes özönnövényről számol be, melynek 96%-a fellelhető botanikus kertekben. Megállapították, az említett 450 inváziós faj botanikus kerti és más növénygyűjteményekben mutatott gyakorisága szoros pozitív összefüggést mutat a fajok elterjedési mértékével (azon régiók számával fejezték ki, ahol ezeket a fajokat inváziósnak tartották) (Hulme, 2015).

Az idegenhonos (potenciálisan invazív) fajok jelenléte a botanikus kertekben még nem bizonyíték a fenyegetésre, ugyanis a botanikus kerteken belül kordában tartható és felügyelhető az ilyen fajok terjedése, a kertekből történő kiszabaduláshoz pedig szükség van az olyan szállító vektorokra (szél, madarak, rovarok, kisebb állatok, ember), melyek olyan területekre szállítják a növények magvait, melyek megtelepedésre megfelelőek. Ugyanakkor a potenciális veszély nem elhanyagolható, több tanulmány is pozitív összefüggést mutat a botanikus kertek száma, mérete és az özönnövények megjelenése között (Hulme, 2011). Továbbá, nem egyből mutatható ki egy faj invazív hatása, ugyanis egyes fajoknál megfigyelték a késleltetési idő jelenségét ("lag time"), amely alatt a faj betelepített egyedei még nem szaporodnak önállóan vagy még nem képesek feltűnően terjedni, és csak évek vagy évtizedek után derül fény inváziós képességére; egy kimutatás alapján, ez a jelenség fás szárúak estén, Németországban, átlagosan 147 évig tart (Kowarik 1995; Hayden és White, 2001).

Számos botanikus kert világszerte részt vesz egy úgy nevezett magcsere programban, amelyben minden botanikus kert rendelkezik egy listával, a készletükben levő fajok

magvaival („*Index Seminum*”). A listákon pedig számos esetben vannak olyan fajok, melyek ismerten invazívak az világ egyes területein; vannak botanikus kertek, mint például az Amerikában található Észak-Carolina-i botanikus kert, akik ezt felügyelik és nem adnak ki olyan magvakat más kerteknek, ahol ismerten invazív az adott faj. A probléma azokkal a botanikus kertekkel van, amelyek nem figyelnek ebből a szempontból a magcserére kínált fajok esetén (Hayden és White, 2001).

Hasonló problémát jelent az, hogy a botanikus kertekben az újonnan importált, esetenként a földrajzi terület számára invazív faj magvai előnyt élveznek a már ott lévő őshonos fajokkal szemben. Mivel a botanikus kertek célja a sokszínűség, az újonnan importált fajoknak igyekeznek a számukra ideális környezetet biztosítani, a megtelepedés és a zavartalan növekedés céljából. Az így behurcolt fajok talaját folyamatosan gyomlálják, sterilizálják és kártevőktől mentesítik, ezáltal biztosítanak az új fajoknak gyorsabb és egyszerűbb adaptálódást; függetlenül attól, hogy az invazív státusza ismert vagy sem az adott területen (Primack és Miller-Rushing, 2009).

Általános probléma az is, hogy a világ különböző részeiről beszerzett fajok a botanikus kertekben egymáshoz közel telepednek meg és élnek, így olyan növénytársulások alakulhatnak ki, amelyek természetes körülmények között nem jönnek létre, és ezeknek a környezetre gyakorolt hatása ismeretlen. A fajok közelsége miatt a botanikus kertek területein belül potenciális problémát jelenthet az invazív faj hibridizációja egy őshonos fajjal, ilyen esetekben a létrejött hibrid faj könnyebben és nagyobb valószínűséggel szorítja ki a területre őshonos fajt. Erre példa a San Francisco-ban dokumentált eset, ahol az invazív *Spartina alterniflora* és az őshonos *Spartina foliosa* kereszteződése során létrejött hibrid faj számos területen átvette az őshonos faj helyét, előnyös tulajdonságokra szert téve a kereszteződés során (Chornesky és Randall, 2003; Primack és Miller-Rushing, 2009).

Fontos, hogy világszerte a botanikus kertek figyeljenek az inváziós növények által okozott károk elkerülésére. 2013-ban az európai botanikus kertek elfogadtak egy közös magatartási egyezményt (European Code of Conduct for Botanic Gardens on Invasive Alien Species, Heywood 2012), melyben arra hívják fel a figyelmet, hogy a botanikus kerteknek ellenőriznie kell az özönnövények jelenlétét, ezek jelenlétéről be kell számolniuk, meg kell előzni az újabb potenciális inváziók kialakulását, folyamatosan ellenőrizni kell a potenciálisan inváziós fajokat és előre meg kell fontolni azok betelepítését a botanikus kertek területére; ezek alapján megelőzhetőek és kordában tarthatóak az özönnövények Európa-szerte (Heywood és Sharrock, 2013). Ennek következményeként egy 2017-es felmérés alapján

jelentősen csökkent a botanikus kertek közötti inváziós fajok magcseréje (Gouveia és mtsai, 2017, Csecserits és mtsai, 2018).

1.3. Invazív fajok megtelepedése erdőkben

Világszerte egyre nagyobb szükség van a természetes erdőkre, fontos szerepet töltenek be, megőrizve a nem zavart élőhelyeket, jelentős biológiai diverzitással rendelkeznek. Az őzönnövények az erdők ökosztisztémájára is negatív hatást gyakorolhatnak, gazdasági és ökológiai szempontból egyaránt, csökkentve az őshonos fajok növekedési és túlélési képességeit (Daniels és Larson, 2019). Az Egyesült Államok észak-keleti részén készült becslés alapján az erdők 48%-ában fordulnak elő invazív fajok (Iannone és mtsai, 2015). Egy 2008-as felmérés alapján, a 214 vizsgált idegenhonos faj közel fele fellelhető volt erdő fragmentumokban és erdőszéleken, melyek potenciálisan az erdőhöz közeli botanikus kertből származtak és már megtelepedtek az adott területeken (Dawson és mtsai, 2008).

Az erdők szukcessziójára erős negatív nyomást gyakorolnak az ott megtelepedő idegenhonos növényfajok. Az inváziók fokozzák a versengést a területért, az ásványi anyagokért, fényért és vízért, megváltoztatják a talajbiótát, a talaj nedvességét, a pH-ját, a nitrogén és szén körforgását a talajban, valamint menedéket nyújthatnak a fogyasztók számára, fásszárú és lágyszárú fajok esetén egyaránt. A lágyszárú invazív növények csökkenthetik a fásszárúak elterjedési esélyeit, az által, hogy nagyobb magokkal rendelkeznek, vagy növekedési rátájuk gyorsabb, így elvonva a tápanyagokat az őshonos, akár fásszárú növényektől; emiatt feltételezhető, hogy a kis magokkal rendelkező őshonos fajok nagyobb veszélynek vannak kitéve, mint a nagy magvú fajok, az idegenhonos növények gátló hatásaival szemben, amely arány-eltolódáshoz vezethet a nagyobb magvakkal rendelkező fajok javára (Flory és Clay, 2010, Daniels Daniel és Larson, 2019).

Az erdőkben történő zavarások, mint a viharok, turistaösvények, erdőirtások, felerősítik az inváziós fajok terjedését és megváltoztatják az invazív növények relatív abundanciáját (Horvitz és mtsai, 1998). Az invázió által leginkább érintett területek a kisebb erdőfragmentációk és erdőszélek, a bennük kialakuló mikroklima és a talaj megváltozott kémiai összetétele miatt (Honnay és mtsai, 2002).

A botanikus kertek esetén említett problémák továbbterjednek a környező erdőkbe az invazív fajok kiszabadulásával és megtelepedésével. A mérsékelt égövi erdők sokáig

ellenállóképességet mutattak az inváziók ellen, ez viszont, mint kiderült a késleltetési idő jelenségének köszönhető ("lag time"). A lag time hatása miatt az adott területre újonnan megjelent faj invazív státusza és terjedésének mértéke, meghatározatlan ideig ismeretlen marad. Napjainkban már ismerjük és tudjuk, hogy a mérsékelt égövi erdeink is előzőnölhetők; csak az invazív növények terjedésének folyamata lassabb a gyepi inváziók folyamatához viszonyítva (Kowarik 1995; Essl és mtsai., 2011).

Az Európa területére, más földrészekről érkező invazív fajokat vizsgálva, a mérsékelt erdők a legfogékonyabbak az inváziókra a talaj magas tápanyagszintje, illetve az idős fák hiánya miatt, mivel az idős fák jelenléte stabilabb környezetet és talajbiótát biztosít a lágyszárú fajok számára (Európa erdeiben fellelhető fás szárúak életkorának átlaga 60 év (Vilén és mtsai., 2012)). Egy 2017-es felmérés alapján Európa erdeiben a legelterjedtebb inváziós lágyszárú növény az *Impatiens parviflora* (a kisvirágú nebáncsvirág, a mi kutatásunk egyik alanya is) (Wagner és mtsai, 2017).

1.4. A talajbióta szerepe

Az idegenhonos fajok megtelepedése és elterjedése erős negatív nyomást gyakorol az őshonos növényekre az előzőnölött közösségekben. Az egyik közvetlen nyomás, mely által gyengítik az őshonos flórát, a talajbióta módosítása. A behurcolt növények inváziója befolyásolhatja a talaj nedvességét, a pH-ját és az ásványi anyagok (mint például szén, nitrogén) körforgását a talajban, az által, hogy biomassájuk termelésének mennyiségében, produktivitásukban, valamint szöveti és morfológiai felépítésükben eltérnek az őshonos fajtától. A rendelkezésünkre álló adatok szerint az invazív növények az új környezetbe kerülve növelik az általuk előállított biomassza mennyiségét, növelik a nitrogénmennyiséget és magasabb rátával állítanak elő szervesanyagot, mint a velük azonos társulásokban élő őshonos növények (Ehrenfeld, 2003).

A növény-talaj kapcsolat (plant-soil feedback, PSF) egy olyan visszacsatolós kölcsönhatás, amely során a növény mechanizmusai és tulajdonságai által befolyásolja és megváltoztatja a talaj biotikus és abiotikus tulajdonságait. A talaj, összetételének megváltozásával, módosítja és befolyásolja a növény növekedését, túlélését és reprodukciós képességét; ezzel egy adott növény visszahat saját magára, fajtásaira vagy más környező fajokra. Ez a mechanizmus egyik alapja az invazív növényfajok terjedési hatékonyságának; több kutatásban is kimutatták, hogy az idegenhonos növények nagyobb százalékban mutatnak pozitív összefüggést a növény-talaj kapcsolatban, az őshonos fajokkal szemben (Florianová és

Münzbergová, 2018, Buerdseil és mtsai. 2021). A növény és talaj közötti pozitív kölcsönhatás a növény erőteljesebb reprodukтивitásban és növekedésben nyilvánul meg, a talaj feljavulása során a kialakult mikorrhizák és az szervesanyag-bontó mikroorganizmusok (mineralizing microbes) által. Ezzel szemben, a negatív növény-talaj kapcsolat a növény növekedéscsökkenéséhez vezet a talaj romlása miatt, a patogén mikroorganizmusok megjelenése által.

A fent említett hatásokkal szoros kapcsolatban áll a következő két mód, amely által megváltozik a talaj összetétele: először is, az idegenhonos faj képes megváltoztatni a mikroorganizmusok mennyiségét és megzavarni a gyökérszimbiózisokat, ez viszont rá nincs, vagy kevésbé van káros hatással, mint az őshonos fajokra. Másodszor, a behurcolt fajok előállíthatnak és kibocsátanak olyan mérgező allokémiai anyagokat, amelyeket a talaj nem képes detoxifikálni, sőt, egyes esetekben mérgezőbbé teszi (Inderjit és van der Putten, 2010).

A növények ugyan folyamatos kölcsönhatásokban vannak a talajjal, annak patogénjeivel, szimbiózisaival, bontó mikroorganizmusaival, parazitákkal és a növényevőkkel, ez viszont egy olyan komplex hálózat, amelyet a talaj legkisebb változása is kibillenthet, a növény számára káros oldalra, ugyanis normális körülmények között az esetek túlnyomó többségében, őshonos fajok esetén, a növény-talaj kapcsolat egy negatív visszacsatolós kölcsönhatás (Reinhart és Callaway, 2006). Ha az invazív fajok bármelyik tényező esetén pozitívabban reagálnak a hatásokra, vagy valamelyik tényezőt képesek kizárni, akkor előnyre tesznek szert az őshonos fajokkal szemben (Inderjit és van der Putten, 2010).

Az tehát, hogy a helyi talaj összetétele hogyan hat a behurcolt és megtelepedett növényre, mennyire segíti elő vagy hátráltatja annak invázióssá válását, attól függ, hogy az adott növény milyen hatást gyakorol az őt körülvevő talajra.

1.5. A kutatásunk kérdései

Arra voltunk kíváncsiak, hogy a Kolozsvári Botanikus kertben spontán előforduló, nagy populációkkal rendelkező idegenhonos fajok milyen megtelepedési arányt és rátermettséget mutatnak a város közelében lévő természetes erdők talaján. Különösen érdekelt bennünket, hogy az erdei talajok specifikus talajbiótája segíti vagy sem az idegenhonos fajok megtelepedését és fejlődését. A kiválasztott három idegenhonos inváziós faj mellé őshonos fajokat is választottunk, hogy összehasonlítsuk teljesítményüket. Konkrét kérdéseink a következők voltak:

- (1) Milyen megtelepedési sikert és rátermettséget mutatnak az inváziós fajok különböző erdei talajokon?
- (2) Az erdei talajok talajbiótája segíti-e az inváziós fajok megtelepedését és fejlődését?

2. Anyag és módszer:

2.1. A kutatás helyszínei:

A kolozsvári “Alexandru Borza” Botanikus Kert (a továbbiakban „botanikus kert”) tizennégy hektárnyi területen fekszik, domborzata változatos, így alkalmas a különböző területekről származó növények betelepítésére. Az 1925-ben megnyitott, Kolozsvár belvárosában található botanikus kert megközelítőleg tízezer növényfajnak ad otthont (Micle és Şuteu 2008). A botanikus kert különböző szektorokból áll (egynyári dísnövények, rózsakert, rendszertani rész, idegenhonos fásszárúak része, japánkert, hazai biogeográfiai régiók bemutatására létrehozott rész, melegházak stb.), de sok gondozatlan vagy kevésbé intenzíven kezelt részt is találunk. Ez főleg a Cigány-patak partjára vonatkozik (le van zárva a látogatók elől), az idegenhonos fásszárúak gyűjteményére, a biogeográfiai régiókra és a személtlerakó környékére, ahol a levágott biomasszát tárolják elszállításig. Ezek a helyszínek alkalmasak gyomnövények és a gondozott részekről kiszökött fajok megtelepedésére és terjedésére. E fajok között, melyek spontán módon terjednek a botanikus kertben, sok ismert inváziós faj van, ezek jelenlétéről, elterjedéséről és mennyiségéről Tifán (2020) munkája számol be. Árnyékos részeken (a patak partján és főleg a fásszárú gyűjteményekben) nagy állományokkal van jelen a kisvirágú nebánsvirág (*Impatiens parviflora*), az india díszeper (*Duchesnea indica*) és a szibériai gólyaorr (*Geranium sibircum*). Állományuk méretéből adódóan, illetve a terjeszkedő, kompetitív viselkedésüknek köszönhetően, e három fajnak nagy esélye van kikerülni a botanikus kertből és természetes, féltermészetes, árnyékos élőhelyeken megtelepedni és tömegessé válni. Ezért kutatásunkban ennek a három fajnak, két típusú erdei talajokon történő csírázását és fejlődését követtük nyomon. E potenciálisan inváziós fajok csírázását és fejlődését őshonos, hasonló élőhelyeken előforduló fajokkal hasonlítottuk össze, melyek vagy a botanikus kertben vagy a Kolozsvár melletti Bükk-erdőben, vagy akár mindkettőben előfordulnak (1. táblázat).

1. táblázat. A kutatás fajai, romániai státuszuk és a magok gyűjtési helyei

Fajok	Státusz	Gyűjtőhely
kisvirágú nebáncsvirág (<i>Impatiens parviflora</i>)	idegenhonos	Botanikus kert
indiai diszeper (<i>Duchesnea indica</i>)	idegenhonos	Botanikus kert
szibériai gólyaorr (<i>Geranium sibiricum</i>)	idegenhonos	Botanikus kert
erdei szálkaperje (<i>Brachypodium sylvaticum</i>)	őshonos	Botanikus kert és Bükk-erdő
erdei sás (<i>Carex sylvatica</i>)	őshonos	Botanikus kert és Bükk-erdő
erdei gyömbérgyökér (<i>Geum urbanum</i>)	őshonos	Botanikus kert és Bükk-erdő
szárnyas görvélyfű (<i>Scrophularia umbrosa</i>)	őshonos	Bükk-erdő
fénytelen galaj (<i>Galium schultesii</i>)	őshonos	Bükk-erdő

A Kolozsvár melletti Bükk-erdő fajgazdag növénytársulásokkal rendelkezik, vegyes, gyertyános-tölgyes, bükkös lombhullató erdő. A Bükk erdő teljes 2261 hektáros (22.5 km²) területének nagy része Natura 2000 terület és egy kisebb, kb. 10 hektáros (0,1 km²) része botanikai rezervátum. A természetvédelmi területen számos lombhullató fafajjal találkozhatunk, köztük a közönséges bükk (*Fagus sylvatica*) és közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*) a leggyakoribb fafajok. Továbbá jelen van a kocsányos, illetve kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*, *Quercus robur*) és számos elegyfa (*Tilia* sp., *Acer* sp., *Sorbus tomentosa*, *Cerasus avium* stb.). Mivel Kolozsvár környékén ez a legközelebbi és legkiterjedtebb erdős terület, úgy véljük, hogy a botanikus kertből kiszabadult inváziós fajok könnyen eljuthatnak ide (főleg emberi segítséggel, de nem csak). A kisvirágú nebáncsvirág már több helyen, bár jelenleg még kis állományokban, megjelenik a Bükk-erdő szélén, főleg utak, nagyon ritkán patakok mentén. A másik két idegenhonos faj jelenlétéről a Bükk-erdőben nem tudunk.

2.2. A vizsgált fajok bemutatása

2.2.1. Kutatásunk invazív fajai

Kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*)

A közép-ázsiai eredetű, kisvirágú nebáncsvirág a botanikus kertben fellelhető egyik inváziós növény. A nebáncsvirágfélék családjába tartozó kisvirágú nebáncsvirágot 1837-ben hozták be az európai botanikus kertekbe, azóta kiszökkent ültetési helyeiről, elterjedt, és manapság Európa jelentős részén fellelhető, kolonizálva és dominálva a növénytársulásokat. Leginkább az erdei nebáncsvirágot szorítja ki a közös társulásokból. Románia területén főként Erdélyben,

a Kárpát-medencében lelhető fel. A lágyszárú, ősszel csírázó egyéves növény (terofiton) behatol az erdőkbe, kihasználva a laza állományokat a talajban, könnyedén szaporodik (Obidziński és Symonides, 2000). Nyirkos, nedves erdőket kedveli, mészkérülő, árnyékos és félárnyékos helyeken nő. Inváziós fajnak tekintik számos európai országban (Lengyelország, Magyarország, Belgium), többek között Romániában is (Anastasiu és mtsai 2020). Csíranövényei általában áprilisban jelennek meg, virágai május utolsó hetében, magvai pedig a virágzást követő 3-4 hétben jelentkeznek. Magvai terjedésének különleges mechanizmusa van, a belső és külső termésfal között fellépő turgornyomás következtében a termőlevelek a kocsánynál hirtelen elválnak egymástól, ezzel messzire repítve a magokat (Csiszár 2005). Ezzel a tulajdonsággal gyorsan hódít meg területeket, a magokat képes a növénytől akár három, négy méter távolságra is elszórni (Bartha és Csiszár 2012). Botanikus kertből történő kiszökését már 1873-ban dokumentálták, amikor a Genfi Botanikus Kertből vadult ki, azóta számos ilyen esetet dokumentáltak, előbb Nyugat-Európában (Németország, Svájc, Belgium, Franciaország), majd Közép-Európában is (Magyarország, Lengyelország). Romániában először 1923-ban jelezték a faj jelenlétét. (Prodan 1923), és 1947-ben már meghonosodottnak tekintették a kolozsvári botanikus kertben (Țopa 1947).

A



B

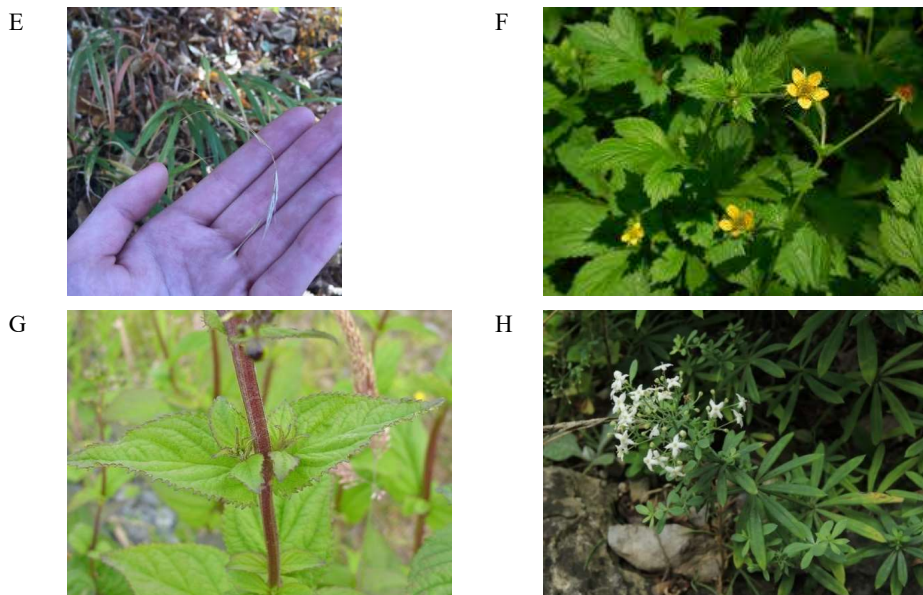


C



D





1. ábra. A kutatásunk fajai: (A) szibériai gólyaorr (*Geranium sibiricum*), (B) indiai díszeper (*Duchesnea indica*), (C) kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora*), (D) erdei sás (*Carex sylvatica*), (E) erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*), (F) erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*), (G) szárnyas görvélyfű (*Scrophularia umbrosa*), (H) fénytelen galaj (*Galium intermedium*). A szerző saját felvételei.

Indiai díszeper (*Duchesnea indica*)

Az indiai díszeper vagy indiai számóca a rózsafélék családjába tartozik. A díszeper félig rejtve telelő növény (áttelelő szervei a talaj felszínén vannak). Az indiai díszeper áltermése nem ehető, szájgyulladást okoz és hashajtó hatású, viszont megtévesztően hasonlít ehető társára, az erdei számócára (*Fragaria vesca*) (Balogh és Csiszár 2012). Mindkettő bőségesen növekszik gyepekben, erdőkben, sőt szántóföldeken, megkülönböztető tulajdonságuk, hogy a számóca virágai fehérek, míg a díszeperé sárgák, a számóca érett termésén nem állnak ki annyira a magvak mint a díszeperén, valamint a díszeper levelei sötétebbek és fényesebbek az erdei számóca leveleihez viszonyítva (Liefländer and Lauerer, 2007). Kínában széles körben elterjedt, népi orvoslásban használt növényfaj (Qiao és mtsai., 2009). Az Ázsiából származó növény Közép Európában a 19. század eleje óta termesztik, benőtte a kerteket, parkokat és megművelt területeket egyaránt (Liefländer and Lauerer, 2007). A díszeper különböző élőhelyeken fordul elő, fellelhető erdők mélyén, de ugyanakkor erdők szélén, és akár nyílt növénytársulásokban is, a napos területeket viszont kerüli (Chen és mtsai, 2006). Első romániai észlelése a fajnak 1871-ből származik a Jászvárosi Botanikus Kertből (Fātu 1871),

majd 1986-ból a Bukaresti Botanikus Kertből (Grecescu 1989). Botanikus kertből történő kiszökését a Bécsi Botanikus Kertből is dokumentálták (Lechner and Kiehn, 2010). Első romániai kiszabadulása szintén Jászvásárhoz köthető, 1950-ből (Godvinschi 1950), de nem terjedt el a faj, így 1990-ig további irodalmak nem jelzik terjedését. 1990 után több irodalomban is feltűnik, de mindig botanikus kertekből vagy azok környékéről jelezve (Jászvásár, Bukarest, Kolozsvár, Szeben) (Drăgulescu 2009). Romániában meghonosodott, de nem inváziós fajként tartják számon (Anastasiu és Negrean 2009).

Szibériai gólyaorr (*Geranium sibiricum*)

A szibériai gólyaorr a gólyaorrfélék családjának egyik képviselője. A szibériai gólyaorr hemikriptofiton (Anastasiu és Negrean 2009), évelő növény, bokros helyeken előforduló, termőhelyhez alkalmazkodóan kúszó vagy felegyenesedő is egyaránt lehet. A többi gólyaorr fajtól termete, virágszíne és nagysága különbözteti meg. Terjedése gyors, leginkább cipőtalpakra, állatokra ragadva és madarak által terjed. Széllel való terjedése még nem bizonyított (Schmidt, 2004). Őshazájában (Északkelet-Kínában, Koreában, Japánban) szélesen elterjedt, de több európai országban is gyakori. Használják a gyógyszeriparban és élelmiszeriparban egyaránt. Gyógyszeripari felhasználása nagy népszerűségnek örvend, világszerte bélgyulladásra, hasmenésre, bőrkütiésre és fertőzésekre is alkalmazzák az ázsiai országokban (Nan Wu, Yuangang Zu, 2010). Botanikus Kertből történő kiszökését Ausztriában már dokumentálták (Lechner and Kiehn, 2010), Romániában, akárcsak a másik két fajt, meghonosodott idegenhonos fajként tartják számon (Anastasiu és Negrean 2009).

2.2.2. Kutatásunk őshonos fajai

Az **erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*)** Európában a nyolc legközönségesebb faj közül az egyik, de elterjedt Amerikában, Észak-Afrikában és Ázsiában is egyaránt (Rosenthal és mtsai. 2008). Az erdei szálkaperje a perjefélék családjának képviselője, évelő, sűrű, bokros növekedésű erdei fű. A szár a csomókon és csomók közelében pelyhes szőrű, összetett kalászvirágzata elhajló, a kalászkák 6-15 virágúak, virágzási ideje július-augusztus közötti (Hitchcock és mtsai. 1969). A szálkaperje a nyirkos lombdöket kedveli, de megfigyelték már napos területeken is. Erdőszéleken, gazdag tápanyagú, laza talajokon nő. Gyorsan terjed cipőtalpra, gumibroncsra, ruhákra tapadt magokkal, viszont nem terjed elágazó gyökerekkel (Aarrestad, 2000, Rosenthal és mtsai. 2008).

Az **erdei sás** (*Carex sylvatica*), a palkafélék családjából származó, Európában közönséges sás faj, mely Észak-Afrikában, Nyugat-Ázsiában és Észak-Amerikában egyaránt meghonosodott (Jäger E. J., 2007). Ez a sás faj egy évelő, kúszó gyökerekkel nem rendelkező erdei faj. Kedveli a zavart helyeket, gyakran fordul elő túraösvények mentén, terjesztő vektora leginkább a szél (Arens és mtsai. 2005).

Az **erdei gyömbérgyökér** (*Geum urbanum*) az európai mérsékelt égöv egyik jellegzetes, lágyszárú, évelő növénye, mely vastag rizómával rendelkezik, virágzatának száma kettő és öt között változik, számos beporzó látogatja (Vandepitte, 2007; Arens és mtsai., 2004). Európában és Ázsiában egyaránt őshonos, kedveli a nedves, árnyékos erdőket. Gyökereit hagyományos, népi orvoslásban hasmenés, nyálkahártya gyulladás és aranyér kezelésére használták (Piwowarski J.P., 2014).

A **szárnyas görvélyfű** (*Scrophularia umbrosa*) Eurázsiaiban őshonos, Ázsiában ősi gyógyításban használt gyógynövény, Oroszországban és Európában is elterjedt. Évelő lágyszárú, kedveli az árnyékos, nedves, nyirkos területeket, virágzási ideje július-szeptember (Nikkhah, 2018; Han, 2018).

A **fénytelen galaj** (*Galium schultesii*, újabb használatában: *Galium intermedium*) Közép és Kelet-Európában őshonos növényfaj. Könnyen összetéveszthető két hasonló társával, a *Galium sylvaticum*-al és a *Galium aristatum*-al. A három faj különbözik a levelek hosszúságában és szélességében, a fénytelen galaj egy átmenetet jelent a másik két, hasonló faj között. A fénytelen galaj kedveli az üde erdőket, szára heverő, virágzási ideje május-június (Kliphuis, 1970).

2.3. Vizsgálati módszerek

A kutatást megelőző érési időszakban (2018 augusztus - november) begyűjtöttük mind a nyolc faj magjait: az idegenhonos növények magvait a botanikus kertből, míg az őshonos fajok magvait a botanikus kertből és/vagy a Kolozsvár melletti Bükk-erdőből (1. táblázat). A magokat megtisztítottuk, lemértük (3 x 100 mag, analitikai mérlegen), majd, hogy dormanciájukat megtörjük, négy hónapig pihentettük őket, 4°C-on, nedves körülmények között: petri csészékben, nedves itatóspapíron. A hideghatás alatt a kisvirágú nebáncsvirág esetén kicsírázott a magok több mint 95%-a, így ennek a fajnak nem tudunk csírázási arányt számolni (lásd lennebb).

2. táblázat. Vizsgált fajok magtömegei

Faj	100 mag átlagos tömege
kisvirágú nebáncsvirág (<i>Impatiens parviflora</i>)	0.4999
indiai díszeper (<i>Duchesnea indica</i>)	0.0276
szibériai gólyaorr (<i>Geranium sibiricum</i>)	0.3068
erdei szálkaperje (<i>Brachypodium sylvaticum</i>) - Bükk	0.3495
erdei szálkaperje (<i>Brachypodium sylvaticum</i>) - BK	0.3415
erdei sás (<i>Carex sylvatica</i>) - Bükk	0.1685
erdei sás (<i>Carex sylvatica</i>) - BK	0.1313
erdei gyömbérgyökér (<i>Geum urbanum</i>) - Bükk	0.2351
erdei gyömbérgyökér (<i>Geum urbanum</i>) - BK	0.2237
szárnyas görvélyfű (<i>Scrophularia umbrosa</i>)	0.1080
fénytelen galaj (<i>Galium schultesii</i>)	0.1127

Március közepén talajt gyűjtöttünk a Kolozsvári Bükk-erdőből: egy közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*) által dominált erdőfoltból, egy faegyed alól, és a közönséges bükk (*Fagus sylvatica*) által dominált erdőrészből, szintén egy faegyed alól. A felhasználandó talajt megtisztítottuk a gyökerektől és egyéb növényi maradványoktól, majd a talaj felét autokláv (DH.WAC05047P prototípus) segítségével sterilizáltuk, 100°C fokon, három órán keresztül, speciális, nagy űrtartalmú autokláv-zacskókban, melyek egy hónapig biztosítják a talaj sterilizációját. A négy, általunk használt talajmintán talajelemzési vizsgálatot végeztünk, hogy kimutathassuk az autoklávozás esetleges hatását. A vizsgálat során a talajminta esetleges pH-jának változását, a talaj humusztartalmát és alapvető fontosságú szervesanyagok mennyiségét teszteltük. A vizsgálatot a Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar Agrárműszerközpontjában végezték.

A sterilizált és nem sterilizált, gyertyán és bükk alól gyűjtött talajt 1 literes, tisztított és alkohollal fertőtlenített cserépbe 1:3 arányban steril homokot és a négy talajtípus közül az egyiket helyeztük. A nyolc kiválasztott faj közül három faj egyaránt fellelhető volt a botanikus kertben és a Bükkben, így a használt tizenegy minta magjaiból külön-külön cserépbe 20 - 20 magot szórtunk. Mivel a kisvirágú nebáncsvirág magok kicsíráztak a sztratifikáció során, ezért a botanikus kertből gyűjtöttünk szikleveles állapotban csíranövényeket és ültettük be cserepekbe. Minden talajtípus és minden faj esetén hat ismétléssel, így 11 faj/populáció x 4 talajtípus x 6 ismétlés = 264 cseréppel dolgoztunk. A kísérlet a BBTE Növényökológiai Kutatócsoportjának a kísérleti területén zajlott, mely a botanikus kertben található: egy szabadtéri, de fedett területen, mely ráccsal van körülvéve. A cserepek csíráztató asztalokon, négy blokkba rendezve álltak. A magok csírázását heti két

alkalommal követtük nyomon, míg nem tapasztaltunk további csírázást. Ezekből az adatokból csírázási arányokat számoltunk (csírázott magok száma / kiszórt magok száma x 100). A csírázás befejezése után a csíranövények jelentős részét eltávolítottuk, három egészséges, jól fejlett, egymástól távol eső egyedet hagyva meg cserepenként. A három egyed közül kettőt eltávolítottunk a csírázást követő egy hónap után. Az eltávolított egyedek talaj feletti biomasszáját szárítószekrénybe helyeztük 48 órára, 72 °C-on szárítottuk, majd analitikai mérlegen lemértük.

A meghagyott növényeket hetente három alkalommal locsoltuk és szükség esetén gyomtalanítottuk. Három hónappal a magok kiszórása után, virágzás előtt (bár voltak fajok, amelyek már virágoztak, lásd Diskusszió), begyűjtöttük a növények talaj feletti biomasszáját. A begyűjtött biomasszákat szárítószekrénybe helyeztük, 48 órára, 72 °C-on szárítottuk, majd analitikai mérlegen lemértük.

A



B



C



D



2. ábra. A kutatás lépései: (A) BBTE Növényökológiai Kutatócsoportjának a kísérleti területe, (B) a négy blokkba rendezett minták a kutatás helyszínén, (C) A növekedő egyedek a fiatal biomassza begyűjtése előtt, (D) különböző fajok egyedek a föld feletti végleges biomassza begyűjtése előtt.

2.4. Statisztikai elemzés

A mért és megfigyelt adatokat az R statisztikai környezet segítségével dolgoztuk fel. A három függő változó eloszlásának függvényében különböző statisztikai teszteket választottunk: a csírázási arány esetén általánosított lineáris modelleket futtatunk binomiális eloszlással, mert a függő változónk egy, a sikeresen csírázott és a nem csírázott magok számából álló összetett változó volt; az egy hónapos és három hónapos talaj feletti biomassza esetén általános lineáris modelleket használtunk. Magyarázó változó a talajtípus volt, négy szinttel: steril bükk, nem-steril bükk, steril gyertyán, nem-steril gyertyán talaj. Random tényezőként minden esetben a blokk szerepelt a modellekben. A nyolc faj adatait egyenként elemeztük. A szignifikáns talajhatás esetén Tukey poszt-hoc teszttel hasonlítottuk össze a fajokon belüli talajtípusok hatását a függő változókra (glht függvény, multcomp csomag).

3. Eredmények és tárgyalás

3.1 A talajvizsgálat eredményei

A két, általunk választott fafaj alól gyűjtött talajminta számos tulajdonságban tér el egymástól. Ilyen például a növények biomassza termelésében is szerepet játszó pH érték, amely a bükk-talaj esetén 4,5-5 körüli, míg a gyertyán-talaj esetében 6,3-6,4 körüli értéket mutat (3. táblázat); a magasabb pH érték egyes fajok számára kedvezőbb lehet; a tápanyagok felvételére az enyhén savas, vagy semleges kémhatás az optimálisabb (Hejerman és mtsai, 2010).

3. táblázat. A Bükk-erdőből gyűjtött, sterilizált és nem sterilizált, bükk és gyertyán alól gyűjtött talajminták elemzésének eredménye

Talajminta	Bükk steril	Bükk nem steril	Gyertyán steril	Gyertyán nem steril
pH (KCl)	4.89	4.52	6.44	6.30
Arany-féle kötöttség K_A	40	42	54	53
Vízoldható összes só (m/m) %	0.04	0.04	0.05	0.05

CaCO₃ (m/m) %	< 0,100	< 0,100	< 0,100	< 0,100
Szerves szén humuszban kifejezve (m/m) %	3.81	3.58	5.06	4.99
AL-oldható P₂O₅ (mg/kg)	97.8	90.2	59.8	48.5
AL-oldható K₂O (mg/kg)	285	238	233	224
KCl-oldható Nitrát (mg/kg)	1.41	2.17	9.70	15.4

Jelentős eltérést vehetünk észre a talaj foszfor (P₂O₅, foszfor-pentoxid) mennyiségében is, amely a bükk talaj esetén jóval magasabb, majdnem kétszerese a gyertyán-talaj esetében mérteknél. A talaj magas foszfor tartalma pozitívan hathat egyes növényfajok biomasszagyarapodására. [A talajminták eltérő foszfor tartalmának jelensége magyarázható a talajminták nitrát tartalmával, mivel a magas nitrát tartalom növeli az N:P arányt (Peng és mtsai., 2019).]

A legeltérőbb értékeket a talaj nitrát tartalmában figyelhetjük meg, amely a nem sterilizált gyertyán-talaj esetén a legmagasabb, viszont jelentős különbség van a két talajtípus között; míg a bükk-talaj nitrát tartalma 1,4-2,2-es értékek között mozog, a sterilizált gyertyán-talajé 9,7, valamint a nem kezelt gyertyán talajé eléri a 15,4-es értéket. A talaj nitrát tartalma nagy mértékben befolyásolja a növények biomassza termelését és csírázási képességét egyaránt (Monaco és mtsai., 2003, Hendriks és mtsai., 2013).

[AF1] megjegyzést írt: Ez akkor pont nem jó nálunk, törölném, hiszen sok foszfor-keves nitrogén vagy épp fordítva, a helyezt

[RG2R1] megjegyzést írt: Lehet, hogy rosszul értelmeztem, de a cikkben is az van mint nálunk, hogy ha nő a N tartalom, csökken a P

3.2 A fajok csírázási aránya

A talaj típusát figyelve, eredményeink azt mutatják, hogy minden faj és mindkét talajtípus esetén a növények csírázás szempontjából előnyben részesítették a nem-sterilizált talajtípusokat a sterilizált talajjal szemben (3. ábra). Korábbi, hasonló vizsgálatok eltérő eredményeket mutattak. Például Bauer és mtsai (2012) öt erdei faj magjait csíráztatták steril és nem steril talajon, és négy faj esetén jobban csíráztak a magvak steril talajon. Igaz, hogy esetükben a talaj nem kondicionált talaj volt, hanem kertészeti virágföld. Egy hasonló vizsgálat során Williams-Linera és mtsai. (1984) épp ellenkezőleg, azt az eredményt kapták, hogy a sterilizált talaj nem volt jelentős hatással a növények csírázására, de ha igen, akkor a vizsgált fajok a nem-sterilizált talajt részesítették előnyben (Williams-Linera és mtsai., 1984). Az *Ormosia semicastrata* nevű pillangósvirágú növény magjainak csírázását szintén két talajtípus esetén vizsgálták, szintén steril és nem-steril talajon, hogy kiderítsék, milyen hatással van a talajbióta a magok csírázási arányára. Az egyik talajtípus esetén nem találtak különbséget a steril és nem steril talajok között, míg a másik talajtípus esetén a

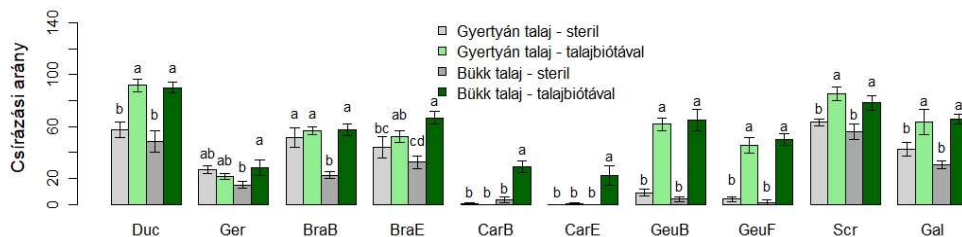
talajkondicionálás erőssége szignifikánsan befolyásolta a csírázási arányt: erős kondicionálás esetén a steril talajon volt nagyobb a csírázási arány, míg gyenge talajkondicionálás esetén a nem steril talajon (Li és mtsai. 2009). A szerzők azzal magyarázták eredményeiket, hogy az erősen kondicionált talajokban patogén gombák szaporodhatnak fel, melyek a magok és később a csíranövények esetén is negatív hatással bírnak.

Nagyon magas eltérést találtunk a sterilizált és nem sterilizált talajok között az erdei gyömbérgyökér (GeuB, GeuF) esetén, amely megjelenik a faj mindkét gyűjtési helyszínről begyűjtött magvai esetén; itt a sterilizált talajon csírázó minták száma nagyon elenyésző a kezelésnek nem alávetett talajon csírázókkal szemben. Szintén kiemelkedő eredményt mutat az erdei sás (CarB, CarE), amely mindkét esetben jelentős mértékben részesítette előnyben a nem-sterilizált, bükk alól gyűjtött talajt, az összes többi talajtípussal szemben.

A fajok csírázási hatékonyságát tekintve, a legnagyobb arányban csírázó fajunk, egy inváziós faj, az indiai díszeper volt, amely mind a négy típusú talajban magas csírázási arányt mutatott, de ez a faj is előnyben részesítette a nem sterilizált talajokat. Ez a jelenség magyarázható azzal, hogy a mérsékelt égövi éghajlathoz adaptálódott idegenhonos növényfajról van szó illetve, hogy hatékonyabb nitrogén megkötésre képes, mint például a vele rokon, Európában őshonos *Fragaria vesca*, erdei szamóca faj, amely befolyásolhatja a növények csírázási képességét; így az erdei, nem sterilizált gyertyán-talaj, melynek nitrát tartalma 15,4 mg/kg nagy mértékben elősegítheti az indiai díszeper megtelepedését és terjedését (Perez-Fernandez és mtsai., 2006, Littschwagner és mtsai., 2010).

Csírázás szempontjából kivételesnek számított az erdei sás, hisz csak a bükk talajt preferálta, bár ott is kis arányban (20-30%) csírázott mindkét populáció. Az eredmény azért meglepő, mert a faj bükk- és gyertyánelegyes erdők növénye, megtelepedése mindkét fafaj dominálta erdőkben lehetséges kellene legyen.

A kisvirágú nebáncsvirág csírázását nem tudtuk vizsgálni, de feltételezzük, hogy magas csírázási arányt mutatott volna, hisz korábbi vizsgálatok egyértelműen jól csírázó fajnak tartják, ha teljesülnek a szükséges körülmények (Skálová és mtsai., 2011); egy kutatás során (Perglova és mtsai., 2009), ahol négy *Impatiens* fajt vizsgáltak, a kisvirágú nebáncsvirág egyike volt a legsikeresebben csírázó fajnak. Sajnos nem tudjuk, hogy a többi fajhoz hasonlóan szintén jobban teljesített volna a talajbiótás talajon.



3. ábra. A kísérleti fajok csírázási aránya négy talajtípuson: steril és nem-steril gyertyán, valamint steril és nem-steril bükk talajon. Az oszlopdiagramok feletti különböző betűk a fajok belüli, kezelések közötti szignifikáns eltéréseket mutatják. Rövidítések: Duc – *Duchesnea indica*, Ger – *Geranium sibiricum*, BraB – *Brachypodium sylvaticum* a botanikus kertből, Bra E - *Brachypodium sylvaticum* a Bükk erdőből, CarB – *Carex sylvatica* a botanikus kertből, CarE – *Carex sylvatica* a Bükk erdőből, GeuB – *Geum urbanum* a botanikus kertből, GeuF – *Geum urbanum* a Bükk erdőből, Scr – *Scrophularia umbrosa*, Gal – *Galium schultesii*

3.3 Fiatal növényegyedek biomasszájának vizsgálata

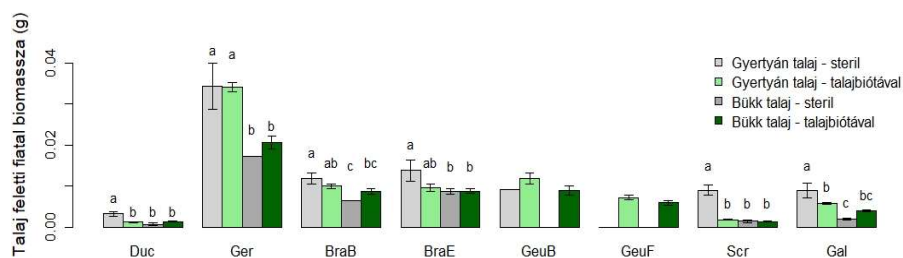
A csírázási időszak végén, cserepenként három egyedet hagytunk, megfelelő távolságra, hogy ne befolyásolják az egyedek egymás fejlődését. A három csíranövény közül kettőt begyűjtöttünk, szárítottuk, lemértünk, hogy jellemezni tudjuk a fajok korai fejlődését a talajtípus és a talajbióta szempontjából.

A csírázási eredményekhez viszonyítva megfigyelhető egy markáns változás: míg minden növényfaj a talajbiótával rendelkező talajon csírázott jobban, az egy hónapos biomassza adatai alapján nincs nagy különbség a steril, illetve nem-steril talajok között, sőt, három faj esetén szignifikáns negatív hatása mutatható ki a gyertyánhoz kötődő talajbióta jelenlétére. Ugyanakkor már megfigyelhető egy átlagos különbség a gyertyán és bükk talaj között: a közel semleges pH értékű és a magas nitrát tartalmú gyertyán talajban már egy hónap alatt nagyobb biomasszát fejlesztettek a fajok.

Egy hónap fejlődés után a szibériai gólyaorr (*Geranium sibiricum*) rendelkezett a legnagyobb biomasszával, amely egyik a három, általunk vizsgált invazív faj közül: jelentős biomasszagyarapodást ért el mind a többi idegenhonos, mind az őshonos fajokkal szemben. A gólyaorr esetén szignifikáns eltérést mutattunk ki a gyertyán és bükk alól gyűjtött talajok

között, ismét a gyertyán javára, de a talajbiótának nem volt hatása ebben a fázisban. A nagyon gyors kezdeti talajfeletti biomassza-termelés előnyös stratégia, mert egy gyorsan fejlődő növény kompetíciós előnyre tehet szert: nagyobb mennyiségű fényhez és egyéb forráshoz juthat. Egy inváziós faj esetén ez a stratégia magyarázhatja a gyors lokális térhódítást.

A talajtípusokat figyelve érdekes biomasszagyapodást tapasztaltunk az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*) esetén: a kezelt talajok esetén szinte egyáltalán, vagy alig figyelhető meg biomasszagyapodás a fiatal időszakban, ezzel szemben a nem-steril talajok esetén volt mérhető fiatal biomassza; ez a hasonló összefüggés figyelhető meg a faj csírázási arányánál is.

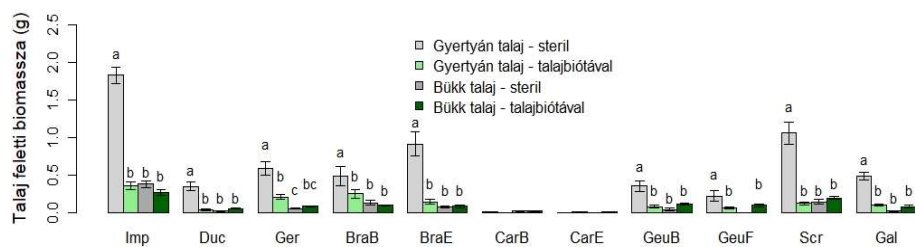


4. ábra. A vizsgált fajok talaj feletti biomasszája egy hónap fejlődés után, négy talajtípuson. Rövidítések: Duc – *Duchesnea indica*, Ger – *Geranium sibiricum*, BraB – *Brachypodium sylvaticum* a botanikus kertből, BraE - *Brachypodium sylvaticum* a Bükk erdőből, GeuB – *Geum urbanum* a botanikus kertből, GeuF – *Geum urbanum* a Bükk erdőből, Scr – *Scrophularia umbrosa*, Gal – *Galium schultesii*.

3.3 Felnőtt növényegyedek biomasszájának vizsgálata

Mind az inváziós, mind az őshonos fajok esetén egységes képet kaptunk a talaj feletti biomassza akkumulációját tekintve: rendkívül magas biomasszagyapodást ért el minden faj a sterilizált, azaz talajbiótájától megszabadított gyertyán talajon. A steril talajon történő jelentős biomasszanövekedés számos más kutatás során is fellépő jelenségnek bizonyult, ugyanis a patogénektől mentesített talajon hatékonyabb gyapodásra képesek a növények (Troelstra és mtsai, 2001). Egy 2013-es kutatásban, amely során a talajbióta hatását

vizsgálták, a sterilizált talajon fejlődő egyedek 2-9-szer nagyobb biomasszát képeztek, mint a nem-sterilizált talajon növekvők, még abban az esetben is, ha a nem kezelt talajmintákat plusz tápanyagokkal dúsították (Hendriks és mtsai., 2013). Hasonló eredményeket kaptak egy 2003-as vizsgálat során, ahol a vizsgált fajoknál, a nem-kezelt talajminták esetén átlagosan 71-80% -al kevesebb talaj feletti biomasszát mértek, mint a sterilizált talajmintákban fejlődött egyedeknél (Beckstead és Parker, 2003).



5. ábra. A vizsgált fajok végső, talaj feletti biomasszából mért adatok a négy talajtípuson. Rövidítések: Imp – *Impatiens parviflora*, Duc – *Duchesnea indica*, Ger – *Geranium sibiricum*, BraB – *Brachypodium sylvaticum* a botanikus kertből, Bra E - *Brachypodium sylvaticum* a Bükk erdőből, CarB – *Carex sylvatica* a botanikus kertből, CarE – *Carex sylvatica* a Bükk erdőből, GeuB – *Geum urbanum* a botanikus kertből, GeuF – *Geum urbanum* a Bükk erdőből, Scr – *Scrophularia umbrosa*, Gal – *Galium schultesii*.

A sterilizált gyertyán-talaj erős pozitív hatása a teljes biomasszára nem volt kimutatható a bükk talaj esetén egyetlen faj esetén sem. Ezt a talajelemzés során kapottakkal tudjuk magyarázni. Először, az összes talajminta közül a steril gyertyán-talaj rendelkezik a legmagasabb, közel semleges pH értékkel (6,44), amely megkönnyíti a növények számára a szerves anyagok felvételét (Hejerman és mtsai, 2010). Másodszor, a gyertyán-talaj esetén jóval nagyobb a talaj nitrát tartalma, amely ismertén pozitív hatást gyakorol a növények biomassza gyarapodására (Monaco és mtsai., 2003).

A fajok közül a kisvirágú neáncsvirág rendelkezett a legnagyobb végső biomassza tömeggel, mely kimagaslóan magas a sterilizált gyertyán talajon, de a három másik talajtípus esetén is jelentős. A nagy tömegű biomassza előnyt jelent a predátorokkal és az általuk okozott károkkal szemben, illetve kompetíciós előnyt jelent a többi fajjal szemben a területért, vízéért, fényért és további ásványi anyagokért folytatott versenyben (Vermeer és

Berendse, 1983). Valószínűleg ez a gyors biomasszagyapodás hozzájárul a faj inváziós sikeréhez. A különböző talajon mutatott nagy eltérések pedig a kisvirágú nebáncsvirág nagyfokú fenotípusos plasztikusságát támasztják alá, ökológiai tulajdonság, melyet sok esetben hoztak összefüggésbe a sikeres inváziós térhódítással. Három hónap fejlődés után csak a kisvirágú nebáncsvirág kezdett el virágozni, bizonyítva, hogy nagyon gyors életmenete van. A másik két, általunk vizsgált invazív faj, a teljes biomasszáat tekintve alulteljesített az őshonos fajokkal szemben.

A csírázás során is pozitív eredményt elérő szárnyas görvélyfű, őshonos fajunk, szintén jelentős mértékű végső biomasszáat mutat. Néhány faj esetén viszont, mint például az erdei sás vagy az erdei gyömbérgyökér, melyek őshonos fajok, nagyon kis biomasszagyapodást mutattak három hónap alatt. Ez nem meglepő a lassú életmenetű, évelő fajoknál; ezek a fajok sem a bükk-talajt, sem pedig a gyertyán-talajt nem preferálták. Ennek egyik oka lehet a bükk-talaj alacsony nitrát tartalma (3.táblázat), illetve a gyertyán-talaj biomasszagyapodást fékező talajbiótájának összetétele, mely hatást gyakorolhat egyes fajokra (Defosse és mtsai., 2011).

Érdekes jelenség, hogy a talajbióta jelenléte a növények különböző életszakaszaiban mért paraméterekre eltérő választ mutat: a csírázási arányra még pozitív hatással van a talajbióta jelenléte, a fiatalok biomasszára neutrális vagy enyhén negatív hatása, míg a felnőttkori biomassza esetén egyértelmű negatív hatást tudunk kimutatni, legalábbis a gyertyán talajok esetén. Ez az eredmény egybecseng Kardol és mtsai (2013) hipotézisével, és már gyakorlatban is bizonyították. Például Dudenhöffer és mtsai. (2017), a mi eredményeinkkel összhangban, egyhe pozitív hatást találtak a csírázási arányra, majd fokozódó negatív hatást a későbbi életszakaszokban három gyepi faj esetén.

Fontos szerepet tölt be az is, hogy a mérsékelt égövi erdeink talaja ugyan egyes ásványi anyagokban gazdag lehet, főként a felszín közelében, de össz-talajbiótája mégis fékezi a lágyszárú fajok fejlődését; az európai lombhullató erdők flórája jóval szegényesebb, mint például az Észak-Amerikai vagy Kelet-Ázsiai lombhullató erdőké (Smith, 2020). Különösen jellemző ez az általunk használt két fafajra; egy 2010-es kutatásban, amelyben a bükk és gyertyán hatását vizsgálták a talajbiótára, kimutatták, hogy egyik faj alatti talajbióta sem tökéletes a lágyszárúak számára, a nem megfelelő pH, nedvesség vagy ásványi anyagok mennyisége miatt (Anne Mieke Kooijman, 2010).

4. Következtetések

Összességében eredményeink azt mutatják, hogy az inváziós fajok kiemelkedően teljesítettek legalább az egyik életszakaszban: a csírázási arányban az indiai díszeper mutatta a legkiemelkedőbb eredményt; a fiatal biomassza esetén a szibériai gólyaorr volt a leghatékonyabb, míg a felnőtt biomassza esetén a kisvirágú nebáncsvirág járt az élen. Tehát elmondhatjuk, hogy a kutatás különböző szakaszaiban, eredményességben az általunk vizsgált invazív fajok domináltak. Kijelenthető tehát, hogy ezek a potenciális inváziós, botanikus kerti növények, melyek a botanikus kertben már nagy, spontán állományokat képeznek, kikerülve nagy eséllyel megtelepednek és akár inváziós fajokká is válhatnak. A kisvirágú nebáncsvirág inváziója már elindult, a Bükk-erdő szélén, több helyen már jelentős állományaival találkozhatunk.

Az invazív fajok a legtöbb esetben a gyertyán alól gyűjtött talajt preferálták, a bükk talajával szemben. A végső biomasszát figyelve pedig, a sterilizált gyertyán talajon növekedett egyedek érték el a legkiemelkedőbb eredményt az összes általunk vizsgált faj esetén.

Tehát a természetes erdők talajának talajbiótája bár a légyszárú növényfajok magjainak csírázására pozitívan hat, nagy mértékben visszaveti a fejlődésüket, jelentősen korlátozva azok talaj feletti biomasszáját, ezáltal fékezőleg hat a potenciálisan inváziós fajok fejlődésére. Érdemes vizsgálni az erdei talajok talajbiótáját, azok összetételét, mert valószínűleg hozzájárul az erdők invázióval szembeni ellenállóképességéhez.

5. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom lelkes témavezetőmnek, Fenesi Annamáriának, aki türelemmel és odaadással kísérte munkámat és nyújtott mindig segítséget. Köszönet illeti azon tanárait, szaktársaimat és családtagjaimat, akik támogattak és hozzájárultak dolgozatomhoz. Valamint külön köszönet Kulcsár Petrának a gyakorlati és lelki támogatásokért egyaránt.

Irodalomjegyzék

- A., F. (1871). Enumerațiunea speciilor de plante cultivate în Grădina Botanică din Iassy, până în anul. *Noua Tipogr. Labor. Români, București*, 66.
- Aarrestad, P. A. (2000). Plant communities in broad-leaved deciduous forests in Hordaland county, Western Norway. *Nordic Journal of Botany*, 449-466.
- Ágnes, C. (2005). *Csiszár, Á. (2005). A kisvirágú nebáncsvirág (Impatiens parviflora DC.) és a keresztlapu (Erechtites hieracifolia Raf. ex DC.) terjedési stratégiának vizsgálata*. Sopron: (Doctoral dissertation, nyelve).
- Anastasiu, P. &. (2009). Neophytes in Romania. *Neobiota din Romania*, 66-97.
- Anikó Csecserits, é. m. (2018). Summary of the experiences of Hungarian botanical gardens with terrestrial plant species included in the European Union's list of invasive alien species. *ResearchGate*.
- Anna Florianová, Z. M. (2018). The intensity of intraspecific plant-soil feedbacks in alien *Impatiens* species depends on the environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 56-64.
- Anne K. Liefländer, M. L. (2007). Spontanvorkommen von *Duchesnea indica*: Ein Neophyt breitet sich in den letzten Jahren verstärkt aus [Spontaneous occurrence of *Duchesnea indica*: A neophyte showing an intensified distribution throughout the last years]. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 187–200.
- Anne Mieke Kooijman, E. C. (2010). Biological control of beech and hornbeam affects species richness via changes in the organic layer, pH and soil moisture characteristics. *Functional Ecology*, 469-477.
- Arens P., B. R. (2005). Genetic structure in populations of an ancient woodland sedge, *Carex sylvatica* Hudson, at a regional and local scale. *Plant Biology*, 387-396.
- Arens P., D. W.-L. (2004). Isolation and characterization of microsatellite loci in *Geum urbanum* (Rosaceae) and their transferability within the genus *Geum*. *Molecular Ecology Notes*, 209-212.
- Basil V. Iannone III, C. M.-M. (2015). Region-specific patterns and drivers of macroscale forest plant invasions. *Diversity and Distributions*, 1181–1192.
- Bauer J. T., S. S. (2012). Context dependency of the allelopathic effects of *Lonicera maackii* on seed germination. *Plant Ecology*, 213(12), 1907-1916. *Plant Ecology*, 1907-1916.
- Benjamin J. Genton, P. M.-O. (2005). Enemy release but no evolutionary loss of defence in a plant invasion: an inter-continental reciprocal transplant experiment. *Springer*, 404–414.

- Carol C. Horvitz, J. B. (1998). FUNCTIONAL ROLES OF INVASIVE NON-INDIGENOUS PLANTS IN HURRICANE-AFFECTED SUBTROPICAL HARDWOOD FORESTS. *Ecological applications*, 947–974.
- CSECSERITS Anikó, B. S. (2018). Hazai botanikus kerti tapasztalatok az európai uniós inváziós listán szereplő szárazföldi növényekkel kapcsolatban. *Botanikai Közlemények*, 143–154.
- Csiszár Ágnes, B. D. (2012). Kisvirágú nebáncsvirág (*Impatiens parviflora* DC.). In C. Ágnes, *Inváziós növényfajok* (old.: 165-170). Budapest: Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó.
- Defossez E., C. B. (2011). Do interactions between plant and soil biota change with elevation? A study on *Fagus sylvatica*. *Biology letters*, 699-701.
- Drăgulescu, C. (2009). *Duchesnea indica* (G. Jackson) Focke un neofit asiatic în flora României. *Neobiota din Romania, Presa Universitară Clujană, Cluj-Napoca*, 31-33.
- E., T. (1947). Contribuțiuni noi la cunoașterea ergasiophytophytelor din Cluj. 181-188.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 503-523.
- Elizabeth A. Chornesky, J. M. (2003). THE THREAT OF INVASIVE ALIEN SPECIES TO BIOLOGICAL DIVERSITY: SETTING A FUTURE COURSE. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 67-76.
- Franz Essl, N. M. (2011). Plant invasions in temperate forests: Resistance or ephemeral phenomenon? *Basic and Applied Ecology*, 1–9.
- G. WILLIAMS-LINERA, J. J. (1984). Effect of autoclave sterilization of a tropical adept on seed germination and seedling growth. *Plant and Soil*, 263-268.
- GODVINSCHI M. (1949). Câteva date floristice pentru orașul și județul Iași. *Rev. Ști. "V. Adamachi"*, 182-183.
- Gouveia A., F. J. (2017). Are Botanic Gardens still actively dispersing. *EMAPI 14 Lisboa*, 74.
- Grecescu, D. (1989). Conspectul florei României.
- Han M. F., Z. X. (2018). Iridoid and phenylethanol glycosides from *Scrophularia umbrosa* with inhibitory activity on nitric oxide production. *Phytochemistry Letters*, 37-41.
- Hejcman M., Č. M. (2010). The Rengen Grassland Experiment: effect of soil chemical properties on biomass production, plant species composition and species richness. *Folia Geobotanica*, 125-142.
- Heywood, V. (2012). EUROPEAN CODE OF CONDUCT FOR BOTANIC GARDENS ON INVASIVE ALIEN SPECIES. *School of Biological Sciences, University of Reading. USA*.
- Heywood, V. S. (2013). *European Code of Conduct for Botanic Gardens on Invasive Alien Species*. Strasbourg: Council of Europe Publishing.

- Hitchcock CL, C. A. (1969). *Vascular plants of the Pacific Northwest, Part 1: vascular cryptograms, gymnosperms and monocotyledons*. Seattle: University of Washington Press.
- Honnay Olivier, V. K. (2002). Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, 109-122.
- Hulme, P. E. (2011). Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *The Bio-Protection Research Centre*, 168-174.
- Hulme, P. E. (2011). Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *Cell Press*.
- Hulme, P. E. (2015). Resolving whether botanic gardens are on the road to conservation or a pathway for plant invasions. *Conservation Biology*, 816-824.
- Inderjit, W. H. (2010). Impacts of soil microbial communities on exotic plant invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 512–519.
- J. G. Vermeer, F. B. (1983). The relationship between nutrient availability, shoot biomass and species richness in grassland and wetland communities. *Vegetatio*, 121-126.
- Jäger E. J., E. F. (2007). *Rothmaler-Exkursionsflora Von Deutschland*. Springer Berlin Heidelberg.
- Jan-Hendrik Dudenhöffer, A. E.-M. (2018). Beyond biomass: Soil feedbacks are transient over plant life stages and alter fitness. *Journal of Ecology*, 230–241.
- Johanna Littschwager, M. L. (2010). Nitrogen uptake and utilisation as a competition factor between invasive *Duchesnea indica* and native *Fragaria vesca*. *Plant Soil*, 105–114.
- JS Chen, N. L. (2006). Differential effects of clonal integration on performance in the stoloniferous herb *Duchesnea indica*, as growing at two sites with different altitude. *Plant Ecology*, 147-156.
- JULIE BECKSTEAD, I. M. (2003). INVASIVENESS OF AMMOPHILA ARENARIA: RELEASE FROM SOIL-BORNE PATHOGENS? *Ecology*, 173-180.
- Kardol P., D. D. (2013). Biotic plant–soil feedbacks across temporal scales. *Journal of Ecology*, 309-315.
- Kardol P., S. L. (2013). Resource availability mediates the importance of priority effects in plant community assembly and ecosystem function. *Oikos*, 84-94.
- Kliphuis, E. (1970). Cytotaxonomic notes on some *Galium* species, *Galium silvaticum* L., *Galium aristatum* L. and *Galium schultesii* Vest. *Mededelingen van het Botanisch Museum en Herbarium van de Rijksuniversiteit te Utrecht*, 271-283.
- Kowarik, I. (1995). Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In K. P. P. Pyšek, *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems* (old.: 15-38). SPB Academic Publishing.
- Kurt O. Reinhart, R. M. (2006). Soil biota and invasive plants. *New Phytologist*, 445–457.

- L. Chittka, S. S. (2001). Successful invasion of a floral market. *Nature*, 653-653.
- Lajos, B. (2012). Indiai szamóca (*Potentilla indica* [G. Jackson] Th. Wolf). In C. Ágnes, *Inváziós növényfajok Magyarországon* (old.: 31-37). Budapest: Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó.
- Li R., Y. S. (2009). Distance-dependent effects of soil-derived biota on seedling survival of the tropical tree legume *Ormosia semicastrata*. *Journal of Vegetation Science*, 527-534.
- Liefländer A., L. M. (2007). Spontanvorkommen von *Duchesnea indica*: Ein Neophyt breitet sich in den letzten Jahren verstärkt aus. *Ber Bayer Bot Ges*, 187-200.
- M. A. Pérez-Fernández, E. C.-M.-F.-V. (2006). Seed germination in response to chemicals: Effect of nitrogen and pH in the media. *Journal of Environmental Biology*, 13-20.
- Marian Lechner, M. K. (2010). Assessing invasive potentials of plant species cultivated in botanic gardens in Central Europe. *Proceedings of the 4th Global Botanic Gardens Congress*.
- Mark Williamson, A. F. (1996). THE VARYING SUCCESS OF INVADERS. *Ecological Society of America*, 1661-1666.
- Marloes Hendriks, L. M.-T. (2013). Independent variations of plant and soil mixtures reveal soil feedback effects on plant community overyielding. *Journal of Ecology*, 287-297.
- Marloes Hendriks, L. M.-T. (2013). Independent variations of plant and soil mixtures reveal soil feedback effects on plant community overyielding. *Journal of Ecology*, 287-297.
- Melissa K. Daniels, E. R. (2019). Effects of forest windstorm disturbance on invasive plants in protected areas of southern Illinois, USA. *Journal of Ecology*, 199-211.
- Micle F., Ş. A. (2008). Genofondul Grădinii Botanice "Alexandru Borza". *Revista Botanică*, 56-64.
- Mihály Botond, D. B.-D. (2004). *Özönnövények*. Budapest: TermészetBÚVÁR.
- Mihály, B. (2004). Bevezetés. In D. B.-D. MIHÁLY BOTOND, *BIOLÓGIAI INVÁZIÓK MAGYARORSZÁGON, ÖZÖNNÖVÉNYEK* (old.: 11-15). Budapest: TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó.
- Nikkhah E., H. A. (2018). Evaluation of phytochemistry and some biological activities of aerial parts and seed of *Scrophularia umbrosa* Dumort. *Jundishapur Journal of Natural Pharmaceutical Products*.
- Perglova I., P. J. (2009). Differences in germination and seedling establishment of alien and native *Impatiens* species. *Preslia*, 357-375.
- Peter Alpert, E. B. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in spread of non-native plants. *Perspective in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 52-66.
- Pimentel, D., Lach, L., Rodolfo, Z., & Morrison, D. (2000). Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 53-65.
- Piwowski J. P., G. S. (2014). Secondary metabolites from roots of *Geum urbanum* L. *Biochemical Systematics and Ecology*, 46-50.

- Prodan, I. (1923). Flora pentru determinarea si descrierea plantelor ce cresc in România.
- Qiao W., Y. Z. (2009). Two new triterpenes from *Duchesnea indica*. *Chinese Chemical Letters*, 572-575.
- Rejmánek, M. (1999). Invasive plant species and invulnerable ecosystem. In P. J. Odd Terje Sandlund, *Invasive Species and Biodiversity Management* (old.: 79-102). California, USA: Kluwer Academic Publisher.
- Richard B. Primack, A. J.-R. (2009). The role of botanical gardens in climate change research. *New Phytologist*, 303-313.
- Rosenthal D. M., R. A. (2008). Evidence for multiple sources of invasion and intraspecific hybridization in *Brachypodium sylvaticum* (Hudson) Beauv. in North America. *Molecular Ecology*, 4657-4669.
- S Luke Flory, K. C. (2010). Non-native grass invasion suppresses forest succession. *Epub*, 1029-1038.
- S. R. Troelstra, R. W. (2001). Interpretation of bioassays in the study of interactions between soil organisms and plants: involvement of nutrient factors. *New Phytologist*, 697-706.
- Sára, T. (2020). A kolozsvári „Al. Borza” Botanikus Kertben terjedő invazív fajok felmérése és visszaszorítási lehetőségeik.
- Sarah Hayden Reichard, P. W. (2001). Horticulture as a Pathway of Invasive Plant Introductions in the United States. *BioScience*, 103-113.
- Schmidt, D. (2004). A szibériai gólyaorr (*Geranium sibiricum* L.) előfordulása Magyarországon. *Flora Pannonica*, 57-67.
- Sharrock, S. L. (2011). The biodiversity benefits of botanic gardens. *Botanic Gardens Conservation International*, 433.
- Sherri L. Buerdell, B. G. (2021). Invasive plant benefits a native plant through plant-soil feedback but remains the superior competitor. *NeoBiota*, 119-136.
- Skálová H., M. L. (2011). Germination dynamics and seedling frost resistance of invasive and native *Impatiens* species reflect local climatic conditions. *erspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, , 173-180.
- Smith, J. M. (2020). Temperate forest. *Encyclopedia Britannica*.
- T.Vilén, K. P.-J. (2012). Reconstructed forest age structure in Europe 1950-2010. *Forest Ecology and Management*, 203-218.
- THOMAS A. MONACO, C. T. (2003). Nitrogen effects on seed germination and seedling growth. *JOURNAL OF RANGE MANAGEMENT*, 646-653.

- Tomasz Obidziński, E. S. (2000). The influence of the groundlayer structure on the invasion of small balsam (*Impatiens parviflora* DC.) to natural and degraded forests. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 311-318.
- URZICEANU Mihaela, C.-C. P.-M. (2020). BAZA DE DATE OBȚINUTĂ ÎN MICROSOFT EXCEL CU INFORMAȚII RELEVANTE DIN LITERATURĂ PRIVIND CARACTERISTICILE SPECIILOR DE PLANTE ALOGENE INVAZIVE ȘI POTENȚIAL INVAZIVE DIN ROMÂNIA. *Contributii Botanice*, 59-82.
- Vandepitte K., J. H.-R. (2007). Landscape genetics of the self-compatible forest herb *Geum urbanum*: effects of habitat age, fragmentation and local environment. *Molecular Ecology*, 4171-4179.
- Varga András, B. A. (2017). Behurcolt és invazív állatok Magyarországon. *MAGYAR TUDOMÁNY*, 0025-0325.
- Victoria Cristea, L. J. (2013). Ex situ Conservation of Three Endemic and/or Endangered *Dianthus* Species. *Academic Pres*.
- Viktoria Wagner, M. C.-A. (2017). Alien plant invasions in European woodlands. *Diversity and Distributions*, 969–981.
- Wayne Dawson, A. S. (2008). Assessing the risks of plant invasion arising from collections in tropical botanical gardens. *Biodivers Conserv* .
- Wayne Dawson, A. S. (2008). Assessing the risks of plant invasions arising from collections in tropical botanical gardens. *Biodivers Conserv*, 1979–1995.
- Wu N., Z. Y. (2010). Antioxidant activities and xanthine oxidase inhibitory effects of extracts and main polyphenolic compounds obtained from *Geranium sibiricum* L. *Journal of agricultural and food chemistry*, 4737-4743.