

UNIVERSITATEA BABEȘ-BOLYAI
FACULTATEA DE BIOLOGIE ȘI GEOLOGIE

DISERTAȚIE DE MASTERAT

Speciile inazive prezintă un factor
de risc pentru pășunile frecvent incendiate?

Conducător științific:
Dr. Fenesi Annamária

Absolvent:
Kiss Réka
Ecologie terestră și acvatică

Cluj-Napoca

2014

BABEŞ-BOLYAI TUDOMÁNYEGYETEM
BIOLÓGIA ÉS GEOLÓGIA KAR

MAGISZTERI DOLGOZAT

Veszélyt jelent-e az inváziós fajok terjedése
a gyakran égetett gyepekre?

Témavezető:
Dr. Fenesi Annamária

Végzős hallgató:
Kiss Réka
Szárzsföldi és vízi ökológia szak

Kolozsvár
2014

Tartalom

1. Bevezető	2
1.1. Az inváziós növényekről általában	2
1.2. A növényi anyag égéséről általában	3
1.3. A tűzgyakorisága	4
1.4. A tűzhatása a növényekre	4
2. Célkitűzések	5
3. Anyagok és módszerek.....	6
3.1. A vizsgált fajok.....	6
3.1.1. Kanadai aranyvessző (<i>Solidago canadensis</i> L.).....	6
3.1.2. Betyárkóró (<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cron.)	10
3.2. Módszerek	14
4. Eredmények.....	15
4.1. Hősokk- és füstkezelés	15
4.2. Kísérleti égetés	18
4.3. Biomassza	18
4.4. Hajtáshossz	19
4.5. Hajtás-gyökérarány.....	20
5. Tárgyalás	21
5.1. Csírázási válasz tűz esetén.....	21
5.2. Az egyedek fejlődése tűz után	23
6. Következtetés	24
7. Köszönetnyilvánítás	24
8. Irodalomjegyzék.....	24
9. Kivonat	29
10. Rezumat.....	30

1. Bevezető

1.1. Az inváziós növényekről általában

Idegenhonos növényfajoknak nevezzük azokat az fajokat, amelyek szándékos vagy véletlen emberi beavatkozás folytán kerültek át eredeti élőhelyükről új területekre. Az idegenhonos növényfajoknak számos akadályt kell legyőzniük ahhoz, hogy egy területen megtelepedhessenek, és erre nem mindegyik képes. Az első ilyen akadály a földrajzi akadály, amelyet emberi segítséggel sikeresen legyőznek. A klimatikus akadályokat nem minden fajnak sikerül legyőzni, ezek a fajok nem képesek megmaradni új élőhelyükön. Azon fajok, amelyek képesek legyőzni a klimatikus akadályokat, a szaporodási akadállyal kerülnek szembe, amelynek legyőzése az idegenhonos fajok jelentős részének nem sikerül. Azokat a fajokat nevezzük időszakos betelepődőknek, amelyek nem képesek szaporodni új élőhelyükön, nem képesek önfenntartó populációt létrehozni, megmaradásukat egy adott területen a folyamatos utánpótlás biztosítja. A szaporodási akadályt legyőzni képes fajok képesek meghonosodni adott területeken, nincs szükséges folyamatos utánpótlásra, hiszen önfenntartó populációkat hoznak létre. Egy fajt meghonosodottnak neveznek, ha legalább 25 éven keresztül folyamatosan megtalálható egy adott területen. Ezek közül a fajok közül kerülnek ki az inváziós fajok is, amelyek a további akadályokat, mint a diszperziós akadály, sikeresen áthidalták. Ezek a fajok sikeresek olyan élőhelyeken is, amelyek gyakori zavarásnak vannak kitéve, képesek betörni az őshonos növényközösségekbe és sikeresek az ember által módosított élőhelyeken is (Richardson és mtsai., 2000). Gyakran a megtelepedett és inváziós faj fogalmát összekeverik, a fogalmak közti különbséget Richardson és munkatársai (2000) fogalmazták meg. Az inváziós fajok gyorsan terjednek az őshonos, valamint a megtelepedett fajokhoz képest is. Ez azt jelenti, hogy maggal szaporodó fajok esetében 50 év alatt több mint 100 méterre kerülnek a fiatal egyedek az anyanövénytől. A vegetatíván szaporodó növényfajok esetében a vegetatív növekedés a 6 m/3 év nagyságot kell elérje ahhoz, hogy egy fajt inváziós státuszt kapjon. Az inváziós fajok sikere több tényezőnek is köszönhető (US Forest Service, IPANE), ezekből egy vagy több jellemző egy adott fajra. Ezek a fajok nagy fenotipikus plasztikussággal rendelkeznek, ennek köszönhetően számos élőhely típusban képesek megtelepedni, jól tűrik a zavarást, gyorsan nőnek és hatékonyan szaporodnak, sok magot hoznak létre, allelopatikus anyagok segítségével gátolják az őshonos növényfajok fejlődését, a forrásokért való versenyben gyakran jobbnak bizonyulnak az őshonos fajoknál, valamint új élőhelyeiken nincsenek jelen azok a fogyasztó és a patogén fajok, amelyek a

populációikat eredeti élőhelyükön szabályozták. Megjelenésük veszélyt jelent az őshonos közösségekre. Megváltoztatják a növényközösségek szerkezetét és szerepét, őshonos növényfajok eltűnéséhez vezethetnek nem csak az által, hogy kiszorítják őket, átveszik szerepüket az ökoszisztémában, de hibridizálódnak is velük. Megváltoztatják a talajok kémiai összetételét, hidrológiáját, a tűz frekvenciáját, gátolják a természetes szukcessziót, csökkentik a biodiverzitást. Esztétikai, gazdasági és egészségügyi károkat okozhatnak.

1.2. A növényi anyag égéséről általában

A tűz egy öt szakaszra osztható folyamat (DeBano és mtsai, 1998). Az első szakasz a begyulladás, amikor a fűtőanyag felmelegedik és hő indukálta kémiai bomlás veszi kezdetét. A második szakaszban, a lángoló égés során kezdetét veszi a raktározott energia felszabadulása, mely az izzó égés szakaszában fejeződik be. A második szakasz a leglátványosabb az öt közül, az exoterm folyamat során 300⁰-1400⁰C is mérhető. Időtartama és sebessége változó. A parázsló (izzó) égés a harmadik szakasz, melyben csökken a hőmérséklet (300⁰-600⁰C), a hő-kibocsátás és a terjedési sebesség is. Az izzás nagyon lassú folyamat, az előző két szakaszból hátra maradt szénmaradványok oxidálása megy végbe ebben a szakaszban, a hőmérséklet 400⁰-760⁰C között változik. A legutolsó szakasz az extinkció.

A tűz hatása több tényezőtől függ, ezek közül a legjelentősebbek a tűz intenzitása, a hőmérséklete és az időtartama. Ezeket a jellegeket számos környezeti tényező befolyásolja, mint például az éghető anyag mennyisége, a domborzat, a talaj hőmérséklete, nedvességtartalma, szerves anyag tartalma, a leégett terület mérete, a biomassza folytonossága. A tűz hőmérséklete 50⁰C és 1500⁰C között változik, attól függően, hogy milyen növényzeti típus ég. Fűves területeken, ahol a fűtőanyag mennyisége nem éri el a 1 Mg/ha mennyiséget, a talajszinten mért hőmérséklet 225⁰C fok alatt van, ezzel szemben a fás területeken, ahol több a hektáronkénti fűtőanyag mennyisége (akár 400 Mg/ha), sokkal magasabb a tűz hőmérséklete is (500⁰C -700⁰C). A talaj mélyebb rétegeinek szempontjából a tűz időtartama bír jelentős fontossággal. A gyorsan terjedő tüzek, például a kaszálókon, kevesebb hőt juttatnak a talajba, mint a lassan terjedő tüzek, ezért ezek hatása a talaj összetételére, élővilágára is kisebb (Neary és mtsai., 1999).

1.3. A tűzgyakorisága

Faszénüledék-minták vizsgálata alapján megállapítható a tüzek gyakorisága egy adott területen több ezer évre visszamenőleg. Nagy különbségek mutatkoznak regionális szinten a tűz gyakoriságát illetően. Európában és Észak-Amerikában is 21000-15000 évvel ezelőtt a maiánál kevesebb tűz fordulhatott elő, majd 12000 évvel ezelőtt a tüzek száma megnőtt, bár még mindig a mai átlag alatt maradt. 9000 évvel ezelőtt dél-nyugat Európában és Észak-Amerika középső területein a maihoz hasonló lehetett a tüzek gyakorisága, míg Észak-Amerika keleti részében ennél nagyobb. 3000 évvel ezelőtt Kelet- és Közép-Európában és Észak-Amerikában a maiánál nagyobb volt a tüzek gyakorisága (Power és mtsai., 2007). Erdélyben a Kolozs-megyei Csukás-tó faszénüledék-mintáinak vizsgálatából egy sokkal részletesebb képet kaphatunk a területtörténeti tűzviszonyokról. Ezek szerint, Erdélyben a tűz gyakorisága alapján 6 korszakot különíthetünk el: 12000-10100 évvel ezelőtt átlagosan 270 évente volt tűz, majd ennek a gyakorisága megnőtt, 10100-7100 éve átlagosan 112 évente fordult elő tűz. 7100-4700 éve átlagosan 317 évenként fordult elő tűz, majd 3300 évvel ezelőtti periódusig egyáltalán nem találtak tűzre utaló jeleket. 3300-700 éve a tűz gyakorisága megnőtt, átlagosan 150 évente fordult elő, míg 700 éve újra „tűzmentes korszakot élünk” (Feurdean és mtsai., 2013). Ezzel szemben, míg Európában akár 100 év is eltelhetett tűz nélkül, Észak-Amerika egyes területein a tűz sokkal gyakoribb zavarási tényező volt (Mensing és mtsai., 1999; Mohr és mtsai., 2000; Whitlock és mtsai., 2004).

1.4. A tűzhatása a növényekre

A növényzet szempontjából jelentős szereppel bír a tűz, mint természetes vagy mesterséges zavarási tényező, amely jelentősen képes megváltoztatni a növényfajok mikrokörnyezetét és a növényközösségek összetételét. A tűz eltávolítja a felhalmozódott elhalt biomasszát, ezáltal megszünteti az árnyékolást, ásványi anyagokat juttat a talajba, valamint felmelegíti a talajt, amely kedvez a növények csírázásának (Baskin és Baskin, 1998). A tűzből származó hő megszakítja a magvak dormanciáját, ezáltal serkenti azok csírázását. Ez történik, például az ausztráliai szavannákon élő *Cassia eremophila* és *Dodonaea viscosa* fajok magvainak csírázásával (Hodkinson, 1991). De nem csak a tűz hő-komponense idézheti elő a csírázást. Kaliforniai bozótosok esetében kimutatták, hogy a füst és a benne lévő nitrogén-dioxid idézi elő a magvak dormanciájának megszakadását és a csírázást 11 család 25 fajánál (Keeley & Fortheingham, 1998).

Azonban, a nem vagy csak ritkán égetett élőhelyek fajai nem adaptálódhattak ehhez a zavarási tényezőhöz. Ezeket a fajokat elpusztítja a tűz, ezért a tűz használata, mint hatékony tájhasználati módszer a nemkívánatos fajok terjedésének megakadályozására, egyre elterjedtebbé válik. Észak-Amerikában számos kutatás született e témában (Grace és mtsai., 2002). Tűz segítségével sikerült visszaszorítani a *Bromus inermis* észak-amerikai invázióját. Ezen élő faj esetén a hajtások növekedésének időszakában alkalmazott tűz lecsökkentette a hajtások számát és előnyhöz jutatta az őshonos egyszikűeket, például az *Andropogon gerardii*-t (Willson és Stubbendieck, 2000). Ugyanez az időszak (április vége – május eleje) kedvezett a szintén inváziós réti perje (*Poa pratensis*) visszaszorításának is (Grace és mtsai., 2002). A sáfrányos imola (*Centaurea solstitialis*) szintén egy agresszíven terjedő téli egyéves, kétszikű faj Észak-Amerikában, amelynek terjedését sikeresen visszaszorították. DiTomaso és munkatársai (1999) kimutatták, hogy három, egymás utáni történő égetés a nyár elején nem csak a biomasszát csökkenti le, de sikeresen tönkreteszi a magbankban található imola magvakat is. Mindhárom faj Európában őshonos, olyan területeken, ahol a tűz nem rendszeres zavarási forma.

Ugyanakkor számos olyan inváziós faj létezik, amelynek visszaszorítására nem a tűz a megoldás. A fedélrozs (*Bromus tectorum*) nemcsak, hogy nem pusztul el a tűzben, de kihasználva a tűz okozta hatásokat, növeli inváziós sikerességét. Ráadásul tömeges megjelenésével képes megváltoztatni a tűz jellegét. Megnöveli a tüzek gyakoriságát és intenzitását, mivel nagy területeken, sok, könnyen éghető biomasszát termel, a keletkezett tűz pedig gyorsan terjed és egységesen, mindent leéget (Zouhar, 2013). Európában az inváziós fajok tűz általi kezelési lehetősége kevésbé kutatott. Nem csoda, hisz a tűz nem egy természetes zavarási tényező és az őshonos növényzetre kifejtett hatása is alig ismert. A pázsitfűfélék, ajakosvirágúak és fészekvirágzatúak családjának esetében kimutatták, hogy a tűz negatívan hat a magvak csírázási arányára, a pillangósvirágúak családjának tagjai viszont semleges vagy pozitív választ mutatnak az égetésre (Ruprecht és mtsai., 2013).

2. Célkitűzések

Észak-Amerikával ellentétben, Európában kevés kutatás született arra vonatkozólag, hogy milyen hatással van a tűz az inváziós fajokra. Éppen ezért a mi célunk a tűz és az inváziós fajok kapcsolatának vizsgálata volt, két Észak-Amerikából származó inváziós faj esetében. Kíváncsiak voltunk, hogy milyen hatással van a tűz e két veszélyes és szélesen elterjedt inváziós faj magjainak

csírázására és a fiatalkori növekedésre. A vizsgálatból származó eredmények alapján előrevetíthetjük, hogy a kelet-európai gyepek gyakori égetése elősegíti vagy éppen fékezi e fajok inváziós térhódítását.

Ugyanakkor, ahhoz, hogy feltételezzük a két faj magjainak tűzhöz való lehetséges adaptációját, szükséges lenne tudnunk a populációk előtörténetét, vagyis azt, hogy az inváziós populációk valóban gyakori égetésnek kitett amerikai területekről származnak. Mivel ilyen információ nincs a birtokunkban (molekuláris elemzések lennének szükségesek), ugyanakkor mindkét vizsgált faj mind gyakran égetett, mind egyáltalán nem égetett élőhelyeken egyaránt előfordul Amerikában, vizsgálatunkba bevontunk olyan kontroll populációkat is, amelyek biztosan égetett területekről származtak és égetéssel szembeni adaptációkat mutathatnak. Kíváncsiak voltunk, hogy mutatnak-e különbséget az európai és amerikai populációk a magvak tűztűrését tekintve.

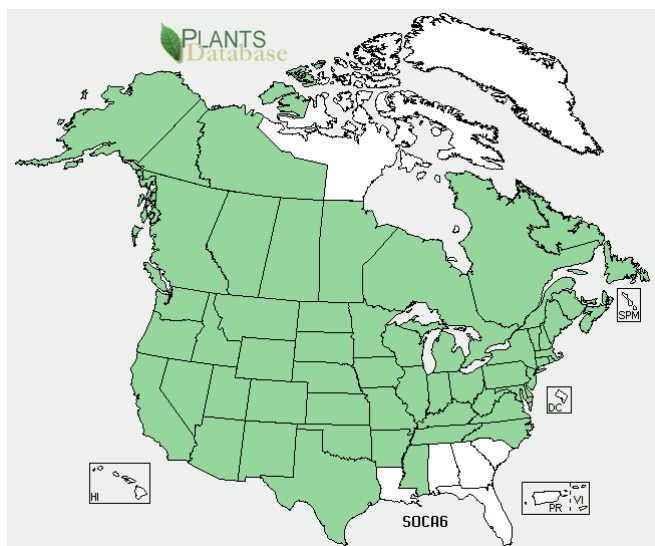
3. Anyagok és módszerek

3.1. A vizsgált fajok

3.1.1. Kanadai arany vessző (*Solidago canadensis* L.)

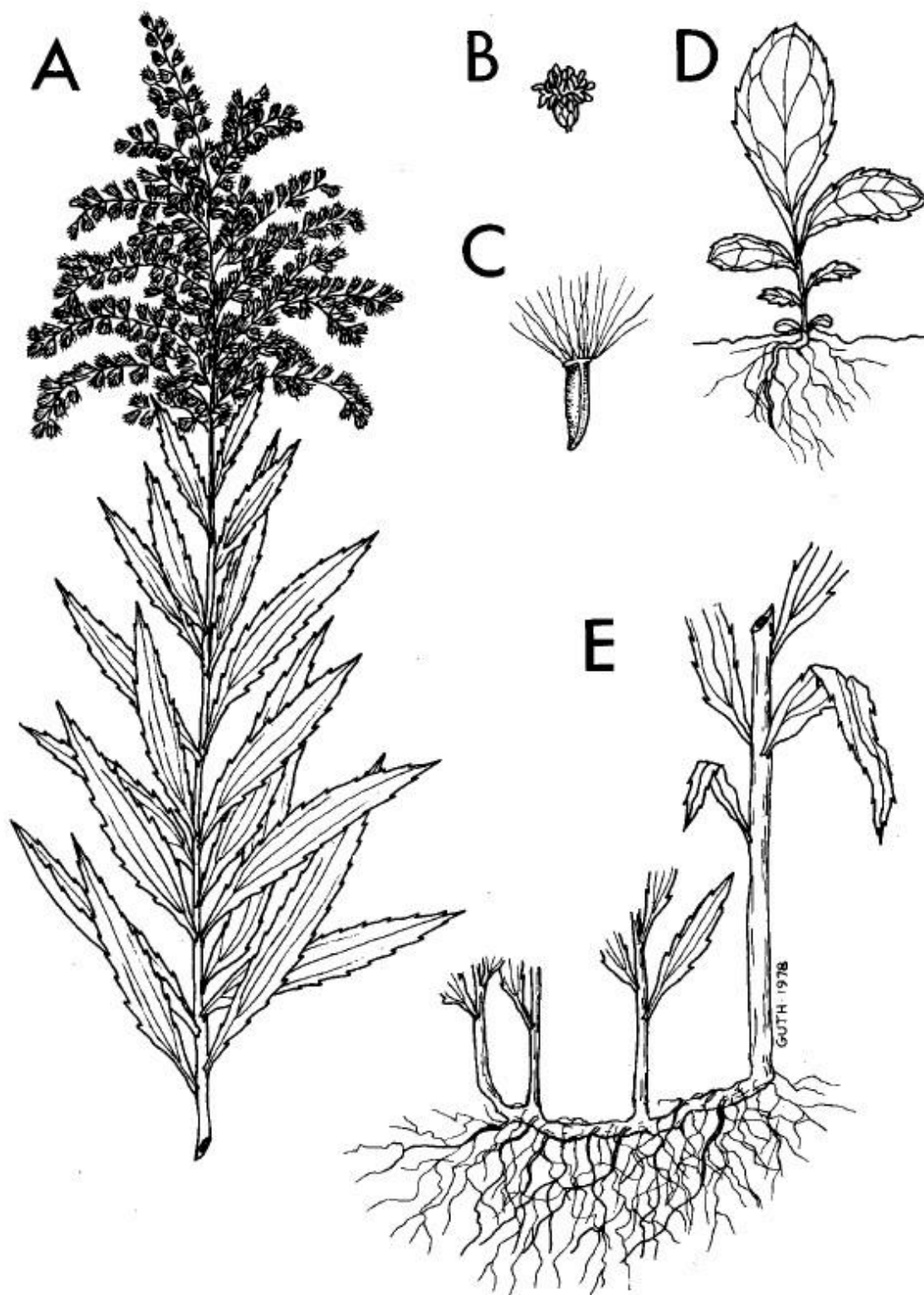
A kanadai arany vessző a fészekvirágzatúak (Asterales) rendjének, őszirózsafélék (Asteraceae) családjának arany vessző (*Solidago*) nemzetségébe tartozik. Észak-Amerikában és Kanadában őshonos (1. ábra), hasonlóan a génusz többi fájához, amely alól az egyetlen kivétel a közönséges arany vessző (*S. virgaurea*). Őshazájában nem tekintik veszélyes gyomfajnak, mivel kaszálással kontrollálható a terjedése. Régen gyógynövényként is alkalmazták, manapság gazdag nektárforrásként ismert, jó mézelő növényként tartják számon. Gazdag rovarközösségnek ad otthont, ugyanakkor a fehérfarkú szarvas (*Odocoileus virginianus*) kedvelt tápláléka. Európában inváziós faj, egyike a dísnövényként legkorábban Észak-Amerikából Európába behozott fajoknak. Angliában 1645-ben említik először (Kowarik, 2003), ahol először kertészetekben termesztették. Kedvelt volt szépsége és igénytelensége miatt. Napjainkra egész Európában elterjedt.

Széles elterjedési területe arra utal, hogy a változatos klimatikus viszonyokkal szemben széles tűrőképességű. Fénykedvelő faj, az árnyéket rosszul viseli, noha fás területeken is előfordul. A talaj tekintetében szintén igénytelen, több talajtípuson előfordul. Leggyakrabban nedves talajokon, közepesen laza és közepes tápanyagtartalmú talajokon figyelhető meg.



1. Ábra. Az aranyvessző (*Solidago canadensis*) elterjedése Észak-Amerikában (forrás: United States Department of Agriculture, Plants Database) és Európában (forrás: Flora Italiana)

Gyöktörzzsel (rizóma) rendelkező évelő faj (2. ábra). A szár hossza 25-200 cm, amely felső részén, főleg a virágzatok alatt szőrözött. A tőlevelek és a szár alsó levelei kicsik és hamar lehervadnak. A szár felső részén szórt levélállású, szárölelő levelek találhatóak, ezek 3-15 cm hosszúak és 0,5-2,2 cm szélesek, a száron felfele haladva a méretük csökken. A levelek alakja hosszúkás, lándzsás vagy elliptikus, a két végükön elvékonyodnak, a csúcsi részük fűrészkes, fonákjuk gyakran szőrözött. Bojtos gyökérrendszerrel rendelkeznek. A gyöktörzs a földfeletti szár alapjánál ered, 5-12 cm hosszú. A bugába rendeződő fészekvirágzatok a szár végén jelenik meg, ívesen hátragörbülő másodlagos ágakon. A 2-4 mm-es vékony, hegyes, hártyaszerű, sárgás fészkepikkelyek átfednek. A virágzatban 10-17 nyelvű virág van, amelyek 1-1,5 mm nagyságúak. Csöves virág kevesebb van, hasonló nagyságúak a nyeles virágokhoz. A kaszattermésük 0,9-1,2 mm hosszú, repítőképlettel rendelkeznek, amely 2-2,5 mm nagyságú. Rokon fajaitól megkülönbözteti a nagy levelű tőlevélrózsa hiánya, a jellegzetes, ívesen-hátragörbülő másodlagos ágak alkotta buga és a szár virágzat alatti részének szőrözöttsége (Werner et al., 1980).



2. Ábra Kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*): kifejlett egyed (A), virágzat (B), kaszattemés (C), csíranövény (D), gyökérzet és hajtások (E) (Werner és mtsai., 1980)

A kanadai aranyvessző egyaránt képes ivaros és ivartalan szaporodásra is, magvak, illetve a rizóma segítségével. A csíranövények Európában már májusban (Meyer és Schmid, 2001), Észak-Amerikában csak júniusban-július elején jelennek meg (Kabuce és Priede, 2012; Weaver, 2001). Természetes körülmények között ebben az évben nem virágoznak. A rizómák, amelyek biztosítják a növény gyors terjedését a megtelepedést követően, április közepén szakítják meg dormanciájukat. A tölevélrózsás állapotot követően a szár gyors növekedése figyelhető meg késő júniusban-júliusban. A száruk a rizómák rügyeiből nőnek fel, egymástól 5-12 cm távolságra. Magasságuk és a köztük lévő távolság egyedeken belül állandó, egyedek között változik. A virágzat megjelenése július végén-augusztus elején figyelhető meg, és egész szeptemberig megfigyelhetők virágok. A virágzatot alkotó virágok különböző fejlődési állapotban vannak. A virágok rovarbeporzásúak, keresztbeporzást igényelnek, önmegtermékenyítésre képtelenek. Beporzó rovarai a házi méh (*Apis mellifera*) és a poszméhek (*Bombus spp.*). A rizómák növekedéséért felelős rügyek már augusztusban megfigyelhetők, a növekedésük azonban csak ősszel válik jelentőssé, amikor a virágzás és a termésérés befejeződött. Ugyanekkor jelenik meg az 2-6 új rizóma is a régi hajtások mellett. A rizómák a téli hónapokra dormans állapotba kerülnek. A föld feletti szár eltávolítása megszakítja ezt a dormanciát és előidézi a tölevélrózsa kialakulását. A növény termése kaszattermés, ezek október-november során érnek be, csúcsi részükön bóbítát viselnek. Bradbury (1973) megfigyelése alapján egy fészekvirágzat átlag 12 termést hoz létre, egy buga 966-980 virágzatot tartalmaz, vagyis egy szár terméshezama több mint 11.000 mag is lehet. A virágzatok száma lehet sokkal kevesebb illetve több is, 41-4600 között változva (Kabuce és Priede, 2010). A magvak terjesztése szél által történik, a magvak legnagyobb része az anyanövény közelében marad, csak kis arányuk jut távolabb (Werner és mtsai., 1979).

Április és június közepe között az asszimilált szén főleg a levelekbe és a szárba jut, a virágzást követően az asszimilátumok a virágzatba jutnak. A növekedési időszak későbbi szakaszában a szénhidrátok jelentős része jut a földalatti szövetekbe. A levelek külön termelnek a virágzat és a rizóma részére, a rizómák részére termelő levelek aránya megnő szeptember-október között. A gyökerek és rizómák 2-3 évig tárolnak tápanyagot (Bradbury és Hofstra, 1977). Ezekből a tartalékolt tápanyagokból, valamint a korán elhaló levelekből fedezi a növény a N szükségletét is egészen június közepéig, ezután megnő a környezetből felvett N aránya (Hirose, 1971). Allelopatikus anyagokat, többek között diterpéneket termel, amelyek megakadályozzák más növények, például a cukorjuhar (*Acer saccharum*L.) csírázását és növekedését (Fisher és mtsai.,

1978). Ennek is köszönheti kompetíciós képességét, amelynek segítségével dominánssá válhatott egyes területeken. Klonális növekedése jelentős, egy négyzetméternyi területen akár 309 hajtás is előfordulhat (Weber, 2000).

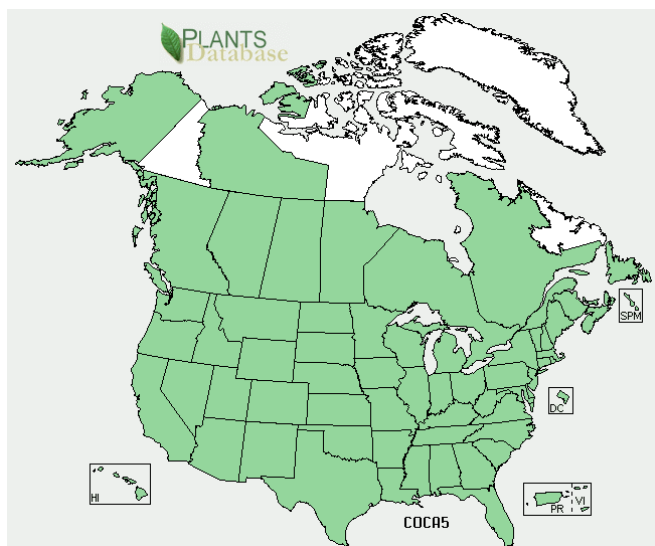
Felhagyott mezőgazdasági területeken, ritkán legeltetett legelőkön, parlagokon, csemete-neveldékben, kertekben, útszéleken, erdőszéleken, ember által zavart területeken, gyepekben figyelhető meg (Weber, 2000). 8-17 éves felhagyott mezőgazdasági területeken gyakran válik dominánssá (Newell és Tramer, 1978). Az első fajok között van, amelyek égetés után betörnek a tűz által megzavart területekre, bár őshonos területein nem válik dominánssá (Wohlgemuth és Moser, 2009). Égetésekre különböző válaszokat ad. Ismételt őszi és téli égetés nem csökkenti az állományát, sőt, tűz hatására több területen is bizonyították a gyakoriságának megnövekedését (Simmons és mtsai., 2007; Towne és Kemp, 2003). Az ismételt tavaszi égetés ezzel ellentétben lecsökkenti a populációk nagyságát (Middleton, 2002).

A vizsgálat elvégzéséhez három amerikai és három európai populációt használtunk fel. Az amerikai populációk olyan természetvédelmi területekről érkeztek, amelyeken szabályos időközönként felégetik a gyepeket. Ezek a területek az Amerikai Egyesült Államok Illinois államában vannak, a következő helyeken: Richardson Wildlife Foundation (West Brooklyn), Douglas Hart Nature Center (Mattoon) és Rock Springs Nature Center (Decatur), míg a romániai populációk a Kolozs megyei Kolozsvár és Csúcsa, valamint a Szeben megyei Ruja környékéről származtak.

3.1.2. Betyárkóró (*Conyza canadensis* (L.) Cron.)

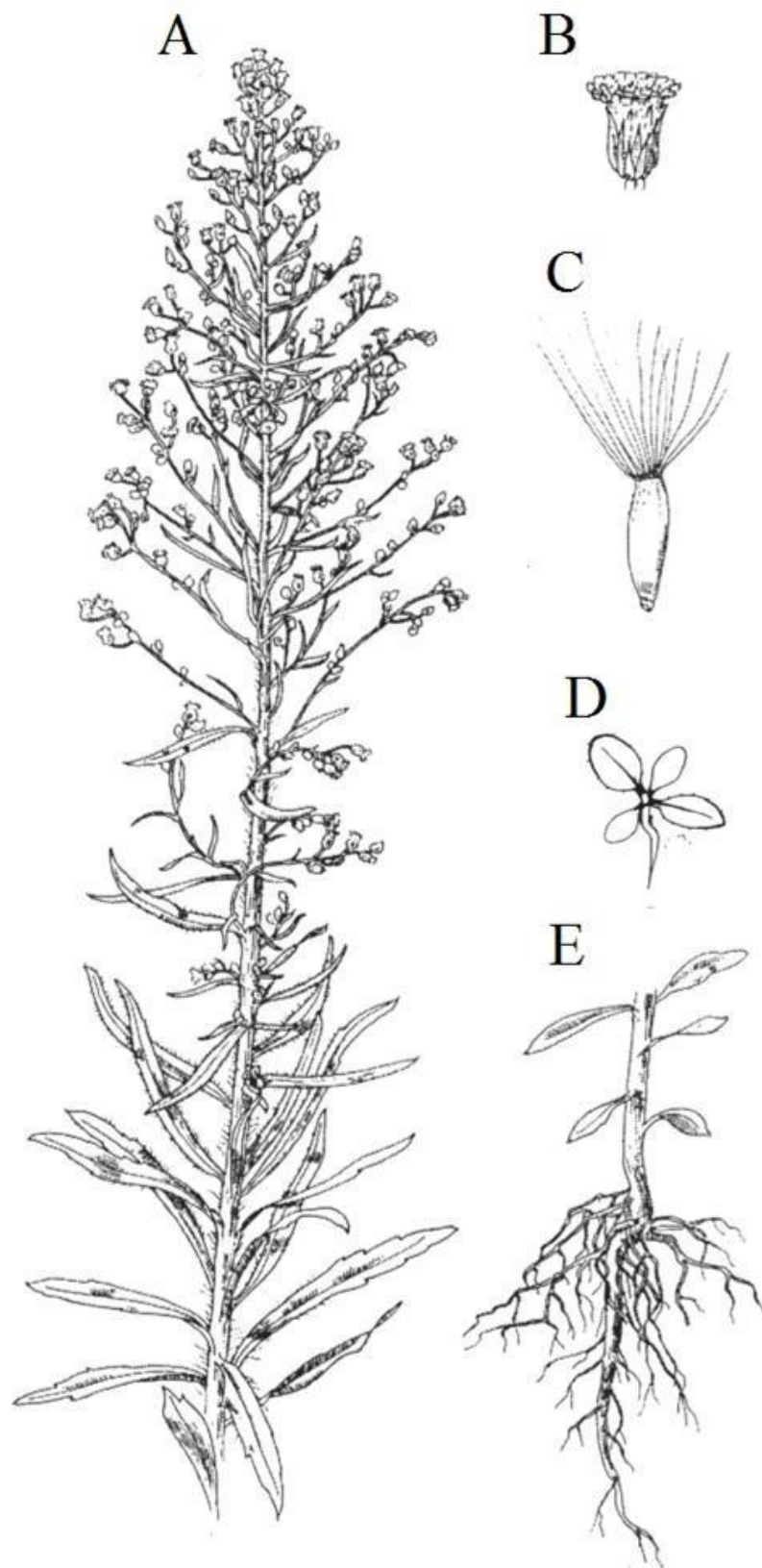
A betyárkóró szintén a fészekvirágzatúak családjába tartozik. Észak-Amerikában őshonos, de Kanadában is megtalálható (3. ábra). Gyomnövény, korai szukcessziós faj, az első megtelepedő fajok között van felhagyott mezőgazdasági területeken, tarvágásokon és égetett területeken (Whittle és mtsi., 1997). Őshazájában gyógynövényként is használták (Holm és mtsi., 1997). Európában inváziós, Észak-Amerikából kb. 350 évvel ezelőtt jutott el Európa egyes területeire, ahonnan elterjedt az egész kontinensen (Thebaud és Abbott, 1995).

Széleskörű elterjedése arra utal, hogy nincsenek különleges igényei az éghajlati tényezők iránt. Szereti a durva, köves, homokos, agyagos talajokat, elviseli a száraz körülményeket, az elárasztást nem bírja.



3. Ábra. A betyárkóró (*Conyza canadensis*) elterjedése Észak-Amerikában (forrás: United States Department of Agriculture, Plants Database) és Európában (forrás: Flora Italiana)

Csak magról szaporodó téli egyéves. Rövid karógyökérrel rendelkezik. A csíranövények sötétzöld tölevélrózsát alkotnak, a levelek gyéren szőrözöttek, 2,5-10 cm hosszúak, 1 cm szélesek, fogazottak és levélnyéllel kapcsolódnak a szárhoz (4. ábra). A tölevélrózsa a szárnövekedést követően elszárad. A szár egyenes, 10-300 cm hosszú (Holm és mtsi., 1997), szőrözött, sok ágacskában végződik, melyek végén a fürtökbe rendeződő virágzatok találhatóak. A szár levelei kisebbek, sötétebbek, kisebbek a törzsa leveleinél, enyhén szőrözöttek, általában szórt állásúak, sok van belőlük, így gyakran örvös állást is mutatnak, lándzsás vagy hosszúkas alakúak, ép szélűek. A virágzatok 3-5 mm átmérőjűek. A nyelvis virágok fehérek, kicsik, gyakran a fészkepikkelyek elrejtik őket, virágzati fejenként kb. 100 van belőlük. A csöves virágok sárgás-zöld színűek. A termés kaszattermés, kicsi, szőrözött, 1-2 mm hosszú, egy bóbitával rendelkeznek, amely meghaladja a méretüket, ugyanis 3-5 mm hosszú. A kaszattermések átlagos tömege 0,072 mg (Fenner, 1983). Rokon fajaitól elkülöníthető nagyszámú, sötét levelének, kevésbé feltűnő, kisméretű és nagyszámú virágának, a fürtös virágzat bokorszerű megjelenésének és enyhén répához hasonló illatának tulajdoníthatóan (Weaver, 2001).



4. Ábra Betyárkóró (*Cnyza canadensis*): kifejlett egyed (A), virágzat (B), kaszattemés (C), csíranövény (D) és gyökérzet (E) (Mulligan és Frankton, 1987; Weaver, 2001)

A magvak késő augusztustól októberig csíráznak és tölevélrózsát hoznak létre. A magvakra nem jellemző a dormancia, 16°C fölött már csíráznak (Buhler és Owen, 1997). Csírázásuk fényt igényel, 1 cm-es mélységben a magvak túlélése 90%-al csökken (Tremmel és Peterson, 1983). Ebben az állapotban vészeli át a telet. A magvak kis része csak tavasszal csírázik ki, március és május eleje között, az ősszel csírázókkal együtt még ugyanabban az évben befejezik életciklusukat. A tölevélrózsa levelei képesek alacsony hőmérsékleten is a szén-dioxid megkötésére és az energiatermelésre és raktározásra (Regehr és Bazzaz, 1976). A szárhosszabbodás májusban kezdődik el, a virágzás július közepén veszi kezdetét. A faj önmegtermékenyítésre képes (Mulligan és Findlay, 1970), a pollen már azelőtt kiszabadul, hogy a virágzati fejek teljesen nyitott állapotba kerülnének. A virágok elsősorban önbeporzók, de rovarok is látogatják őket. A megtermékenyítést követően három hétre van szükség a termésérésre, ez az időszaka augusztus elejétől szeptemberig tart. Egy virágzat 60-70 kaszattermést hoz létre (Thebaud és Abbott, 1995), a virágzatok száma egyenesen arányos a szár magasságával, egy 1,5 m magas szárú egyed több mint 200.000 magot termel. Azt is megfigyelték, hogy a magasság növekedésével a szaporodásba egyre kevesebbet fektetnek az egyedek a megnövekedett diszperziós siker miatt (Regehr és Bazzaz, 1979). A magvak főleg szél általi terjesztésűek.

Gyomnövény, megtalálható gyümölcsösökben, szőlőültetvényekben, kukoricásban, szója- és gyapotültetvényeken, legelőkön, utak és vasutak mentén, városok területén (Wiese és mtsai., 1995; Weaver, 2001). Mezőgazdasági területeken jelentősen csökkenti a termesztett növények hozamát (Bruce és Kells, 1990), valamint dugulást okoz a betakarítást végző gépekben. Az őshonos növényzet tűz általi zavarása lehetőséget biztosít a fajnak a megtelepedésre, ilyen területeken akár dominánssá is válhat (Wohlgemuth és Moser, 2009). A tűz hatásaira különbözőképpen reagál. A válasza lehet negatív, a tűzzel kezelt területekről populációi eltűnnek és csak a nem égetett területeken maradnak fenn (Tix és Charvat, 2005; Valbuena és Trabaud, 2001), illetve pozitív is, amikor a gyakran égetett területeken találjuk meg (Whittle és mtsai., 1997).

A vizsgálat elvégzéséhez három amerikai és három európai populációt használtunk fel. Az amerikai populációk az Kalifornia állambeli Woodland és Davis-ből, a Kaliforniai Egyetem területéről érkeztek. A romániai populációk a Kolozs megyei Melegföldvár, a Szeben megyei Berethalom és a Szatmár megyei Halmi környékéről származtak.

3.2. Módszerek

A vizsgálatot a kolozsvári Alexandru Borza Botanikus kertben végeztük, 2013 tavaszán. Mindkét faj esetében összesen hat populációt használtunk, minden populáció esetében hat ismétlést, ismétlésenként 30 illetve 40 magot, a kezeléstől függően. A *Solidago canadensis* populációit nedves körülmények között, hidegben tároltuk három hónapig, így biztosítva számára a dormanciához szükséges körülményeket. A *Conyza canadensis* esetében erre nem volt szükség. A magvakat először megtisztítottuk, penge segítségével eltávolítottuk a repítőképleteiket. A vizsgálat két részben zajlott le.

A vizsgálat első részében a magvakat hő-, füst- és koromkezelésnek vetettük alá. A magvakat harmincanként dobozokba helyeztük, majd a előre felmelegített, Esac-100 típusú szárítószekrénybe helyeztük. A kezeléseket 1 illetve 5 percig tartottak 100°C, 120°C, 140°C-on, valamint a betyárkóró esetében 160°C-on is. A magvakat ezután 9 cm átmérőjű Petri-csészékbe szórtuk 1,5 ml vízzel átitatott itatóspapírra. A kontroll csoport magvait a hősoknak nem alávetett magvak szolgáltatták. Egy sorozat magot füst és korom kezelésnek is alávetettünk, ezt a kezelést a továbbiakban csak mint füst kezelést emlegetjük. Ezek a magvak egy zárt üvegdobozba kerültek, amelybe száraz biomassa égetéséből származó füstöt vezettünk. A magvakat 20 percig tartottuk ebben a környezetben. A biomassa elégetését követően visszamaradt kormot vízzel kevertük el, az oldatból 1,5 ml került a Petri-csészék aljára helyezett itatóspapírra, majd erre a füsttel kezelt magvak. A továbbiakban erre csak mint füst-kezelésre utalok. A két kísérletnek a célja a tűz komponenseinek a szétválasztása volt. A szárítószekrényben való hősokkolással a tűz hőkomponensét vizsgáltuk, míg a füsttel és hamuval a tűz nyomán létrejött égéstermékek hatását. A Petri-csészéket zacskóba helyeztük, majd a zacskókat légmentesen, tépőzár segítségével lezártuk. Ennek a párologtatás csökkentésében volt szerepe. A Petri-csészéket csíráztató szekrényekbe helyeztük 10/20°C váltakozó hőmérsékletre 10/14 órás napi ciklusban. A csírázást hetente ellenőriztük, minden alkalommal feljegyezve a kicsírázott magvak számát, ezeket eltávolítva a Petri-csészéből.

A vizsgálat második részében a magvakat kísérleti égetésnek vetettük alá, vagyis cserepekbe szórtuk, majd a cserepekre száraz biomasszát helyeztünk. A száraz biomasszát ezután elégettük. A kontroll cserepek fölött nem égettünk biomasszát. A cserepeket esőtől védve tároltuk, hetente öntöztük. A magvak csírázását hetente ellenőriztük. A cserepekben megszámoltuk a kicsírázott magvak számát, négy kivétellel minden csíranövényt eltávolítottunk. A csíranövényeket 12 hétig

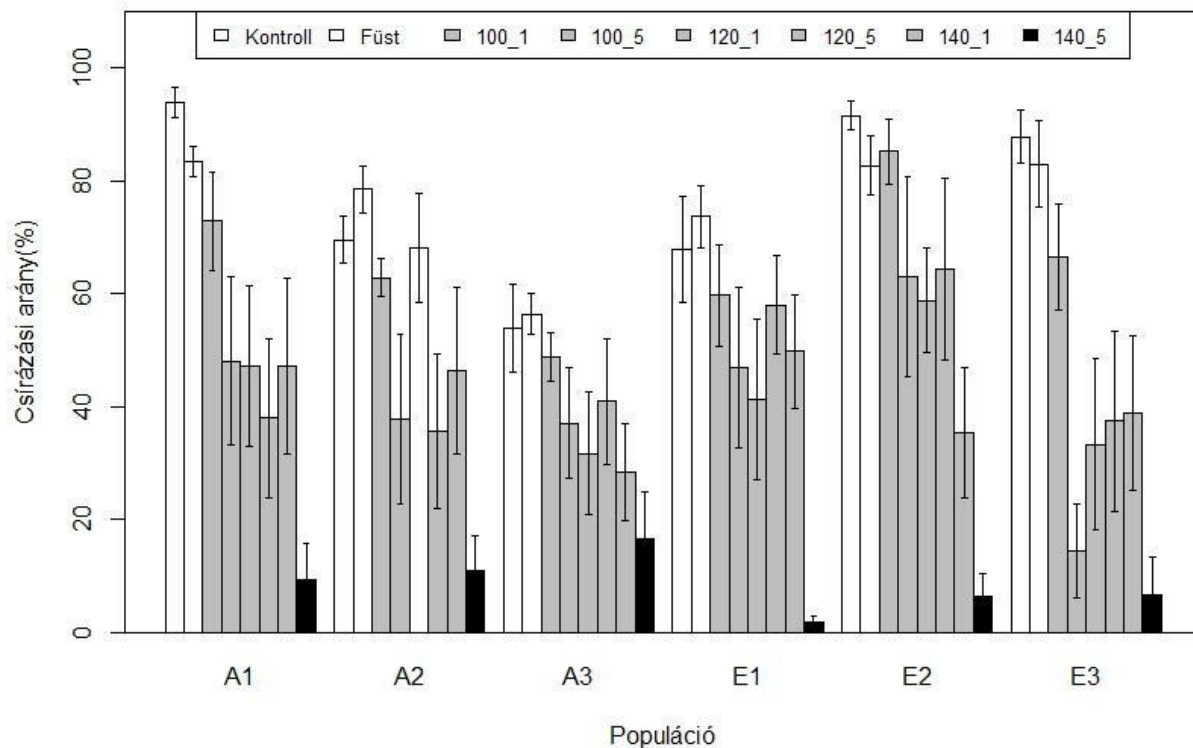
nőni hagytuk. Ezután a hajtásokat leválasztottuk a gyökérről, majd lemértük a hosszúságukat. A gyökereket óvatosan, víz és csipeszek segítségével megtisztítottuk. A gyökereket és hajtásokat szárítószekrényben 65°C-on állandó tömegig szárítottuk. A kiszáradt biomassa tömegét lemértük.

Az adatokat az R 3.0.3 statisztikai környezetben elemeztük ki, ANOVA és általánosított lineáris modell (GLM, Poisson eloszlás) segítségével. A futtatott modellek esetén a függő változó a magvak csírázási aránya, a teljes biomassa, a hajtáshossz, valamint a hajtás-gyökér arány voltak, a magyarázó változók a kontinensek, a populációk (a kontinens alá ágyazva) valamint a kezelések voltak.

4. Eredmények

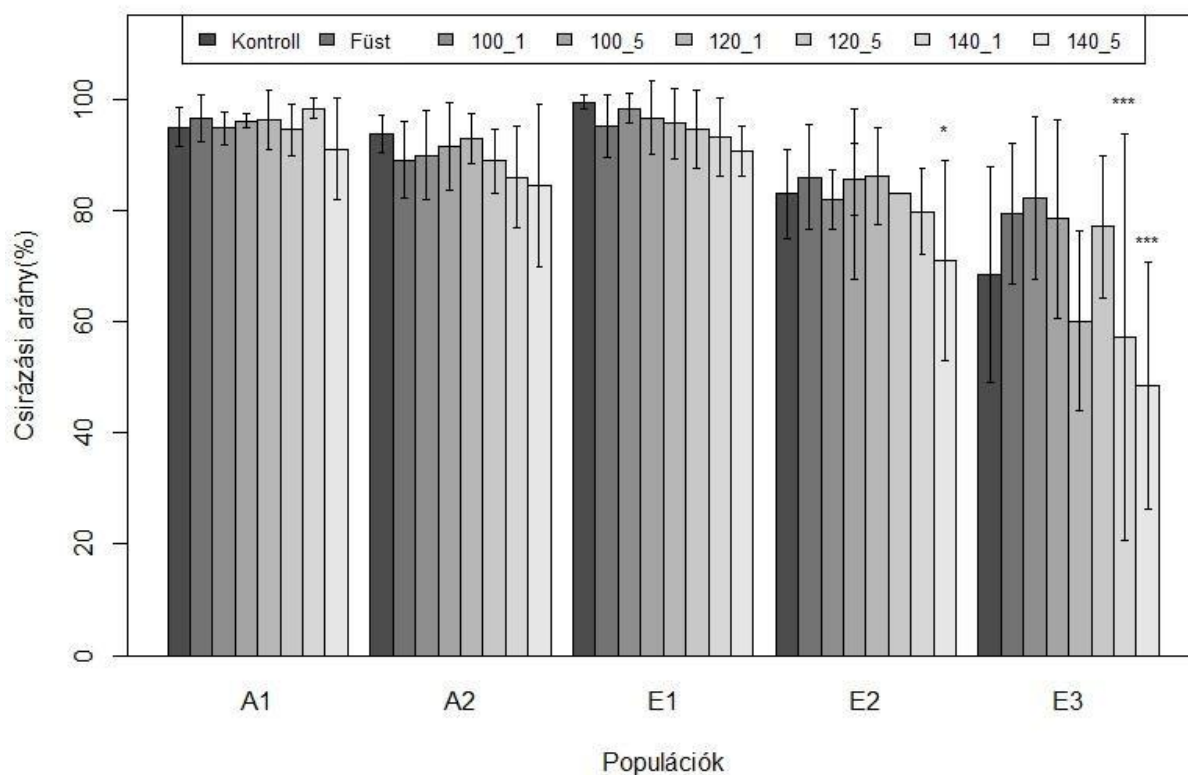
4.1. Hősokk- és füstkezelés

A kanadai aranyvessző magvainak csírázási aránya között szignifikáns különbségeket kaptunk, amelyeket az általánosított lineáris modell alapján egyaránt magyarázott a kontinens ($F=20.73$, $p<0.001$), a kontinensen belüli populációk ($F=61.84$, $p<0.001$), valamint a kezelés ($F=442.11$, $p<0.001$). A populációk átlagos csírázási arányának eltéréseiből adódott a populációk és kontinensek szignifikáns hatása a magvak csírázására. A kezelések esetében a kontroll és a füstkezelés között nem találtunk szignifikáns különbségeket ($z=-0.54$, $p=0.58$). A hősokk esetében a kontroll csoport eltér a kezelt csoportoktól minden esetben. Az 1 percre tartó 100°C-os kezelés átlagosan 11%-al csökkentette le a magvak csírázási arányát, a csökkenés három populáció esetében szignifikáns (A1: $z=-3.98$, $p<0.001$; E1: $z=-3.988$, $p<0.001$; E3: $z=-3.988$, $p<0.001$). Az 5 percre tartó 100°C-os kezelés minden populáció esetében szignifikáns csökkenést okozott. Az 5 percre tartó 140°C-os kezelés jelentősen lecsökkentette a csírázási arányt, az amerikai populációk esetében átlagosan 60%-al, míg az európai populációk esetében pedig 77%-al (A1: $z=-16.479$, $p<0.001$; A2: $z=-13.954$, $p=0.15$; A3: $z=-10.256$, $p=0.21$; E1: $z=-16.479$, $p<0.001$; E2: $z=-16.479$, $p=0.68$; E3: $z=-16.479$, $p<0.001$) (5.ábra).

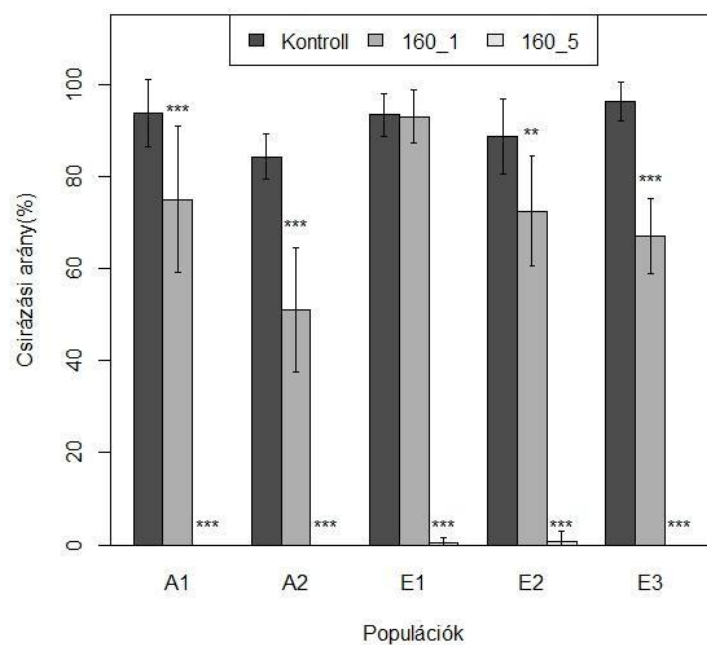


5. Ábra A kanadai aranyvessző magvainak hősokk kezelésre adott válasza (Mean±SE) (fehér: nincs szignifikáns eltérés a kontroll csoporttól; szürke: szignifikáns eltérés van a kontroll csoporttól és a 140_5 csoporttól, fekete: minden más kezeléstől szignifikánsan eltér)

A betyárkóró esetében figyelmen kívül hagytuk az A3 populáció hősokkra, majd a későbbiekben a kísérleti égetésre adott válaszát, mivel a kontroll és a kezelt csoportok egyaránt nagyon alacsony csírázási arányt mutattak. A kontinens ($F=33.70$, $p<0.001$), a kontinensen belüli populációk ($F=74.61$, $p<0.001$) és a kezelés ($F=490.51$, $p<0.001$) szignifikánsan befolyásolták a magvak csírázását. A populációk közti átlagos csírázási arány különbségei magyarázzák a kontinensek és a populációk szignifikáns hatását. A hősokk kezelésen átesett magvak esetében szignifikánsan eltér a kontroll csoport válasza a 140°C-os kezelésre ($z=-6.14$, $p<0.001$), valamint a 160°C-os kezelésekre ($z=-37.58$, $p<0.001$) adott választól. A 140°C-os (6. ábra) kezelésre két populáció válaszolt negatívan, az 1 perces 160°C-os kezelésre (7. ábra) az E1 populáció kivételével ($z=-0.06$, $p=0.95$) már mindenik populáció negatívan reagált (A1: $z=-3.52$, $p<0.001$; A2: $z=-6.91$, $p<0.001$; E2: $z=-3.12$, $p<0.001$; E3: $z=-5.57$, $p<0.001$), az 5 percig tartó 160°C-os hősokk halálosnak bizonyult mindenik populációnál, a magvak 99%-a elpusztult ($z=-16.13$, $p<0.001$).



6. Ábra A betyárkóró magvainak 100°C -140°C-os hősokek kezelésre adott válasza (Mean±SE).A csillagokkal jelölt oszlopok szignifikáns eltérést jelentenek a kontroll és a kezelt csoportok között

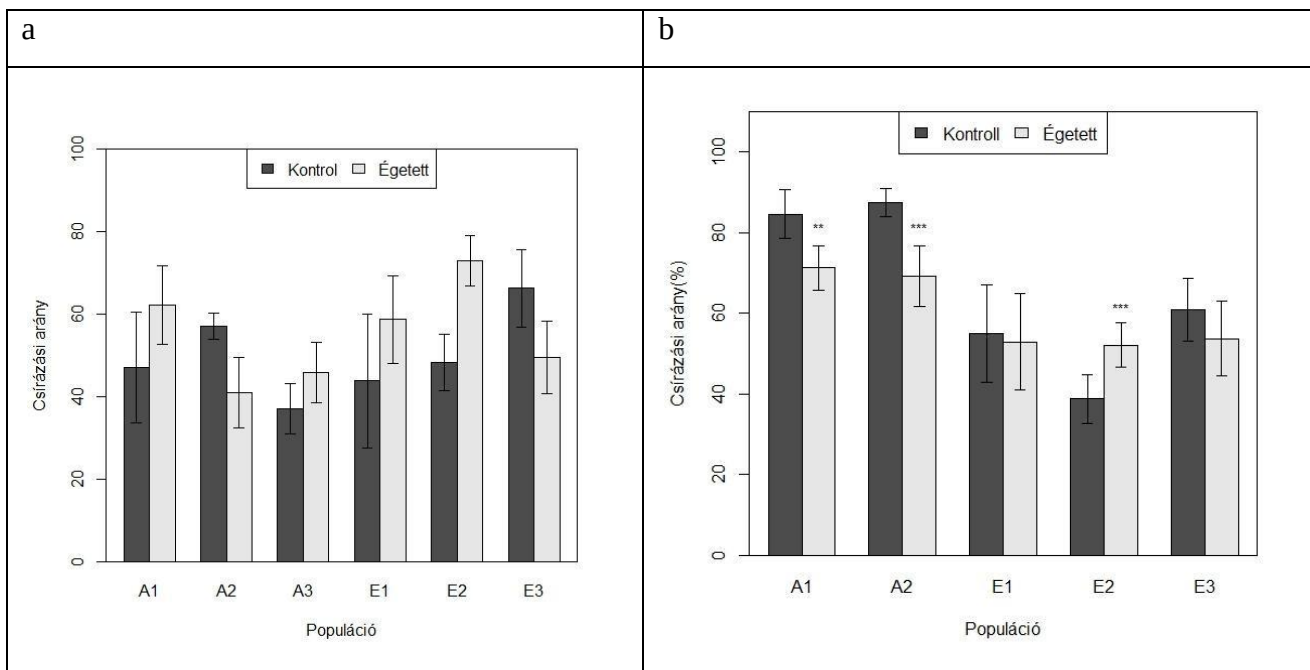


7. Ábra A betyárkóró magvainak 160°C-os hősokek kezelésre adott válasza (Mean±SE). A csillagokkal jelölt oszlopok szignifikáns eltérést jelentenek a kontroll és a kezelt csoportok között

4.2. Kísérleti égetés

Az aranyvessző esetében egyik magyarázó tényező sem befolyásolta szignifikánsan a magvak csírázási arányát (8a. ábra).

A betyárkóró esetében mind a három magyarázó változó szignifikánsan befolyásolta a függő változónkat (kontinens: $F=151.26$, $p<0.001$; populáció: $F=5.85$, $p<0.001$; kezelés: $F=7.25$, $p<0.001$). Mindkét amerikai populációban lecsökkent a magvak csírázási aránya (A1: $z=-2.61$, $p=0.008$; A2: $z=-3.58$, $p<0.001$), míg az E2 populációban megnőtt a magvak csírázási aránya ($z=3.414$, $p<0.001$) (8b. ábra).



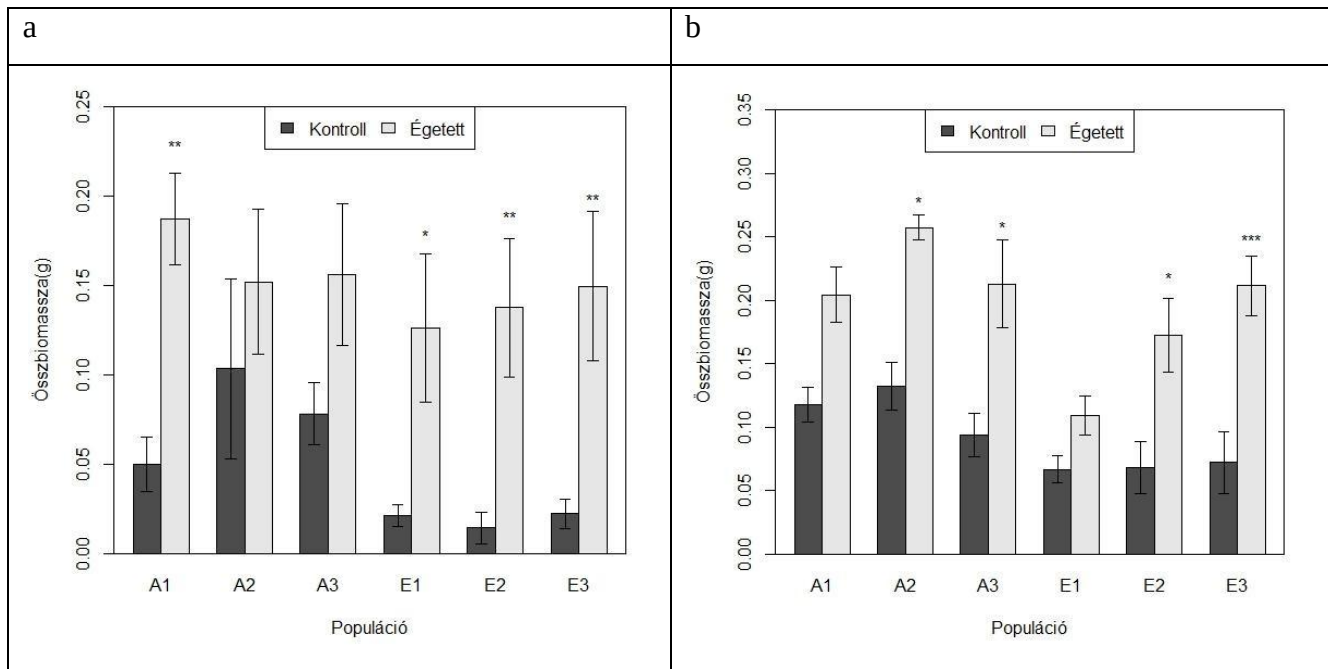
8. Ábra A kanadai aranyvessző (a) és a betyárkóró (b) kísérleti égetésre adott válasza (Mean±SE). A csillagokkal jelölt oszlopok szignifikáns eltérést jelentenek a kontroll és az égetett kezelés között

4.3. Biomassza

Az aranyvessző teljes biomasszájának tömege eltért a kontinensek ($F=5.38$, $p=0.02$) és a kezelések ($F=31.63$, $p<0.001$) között, viszont a populációk között nem találunk szignifikáns különbségeket ($F=0.07$, $p=0.99$). A kontrollált égetésnek kitett cserepekben az A1 amerikai populáció, valamint az európai populációk egyedei nagyobb biomasszával rendelkeztek (A1: $t=3.05$, $p=0.003$; E1: $t=2.33$,

$p=0.023$; E2: $t=2.742$, $p=0.00804$; E3: $t=2.834$, $p=0.00625$), mint a kontroll cserepek egyedei (9a. ábra).

A betyárkóró esetében a kontinens ($F=18.55$, $p<0.001$), a populációk ($F=5.65$, $p<0.001$) és a kezelés ($F=47.93$, $p<0.001$) szignifikánsan hatnak a biomassa nagyságára. A populációk, egy amerikai (Tukey post-hoc teszt:A1: $p=0.34$) és egy európai (E1: $p=0.871$) populáció kivételével, szignifikánsan nagyobb biomasszát termeltek égetett cserepekben, mint kontroll esetben (A2: $p=0.04$; A3: $p=0.03$, E2: $p=0.03$, E3: $p<0.001$) (9b. ábra).

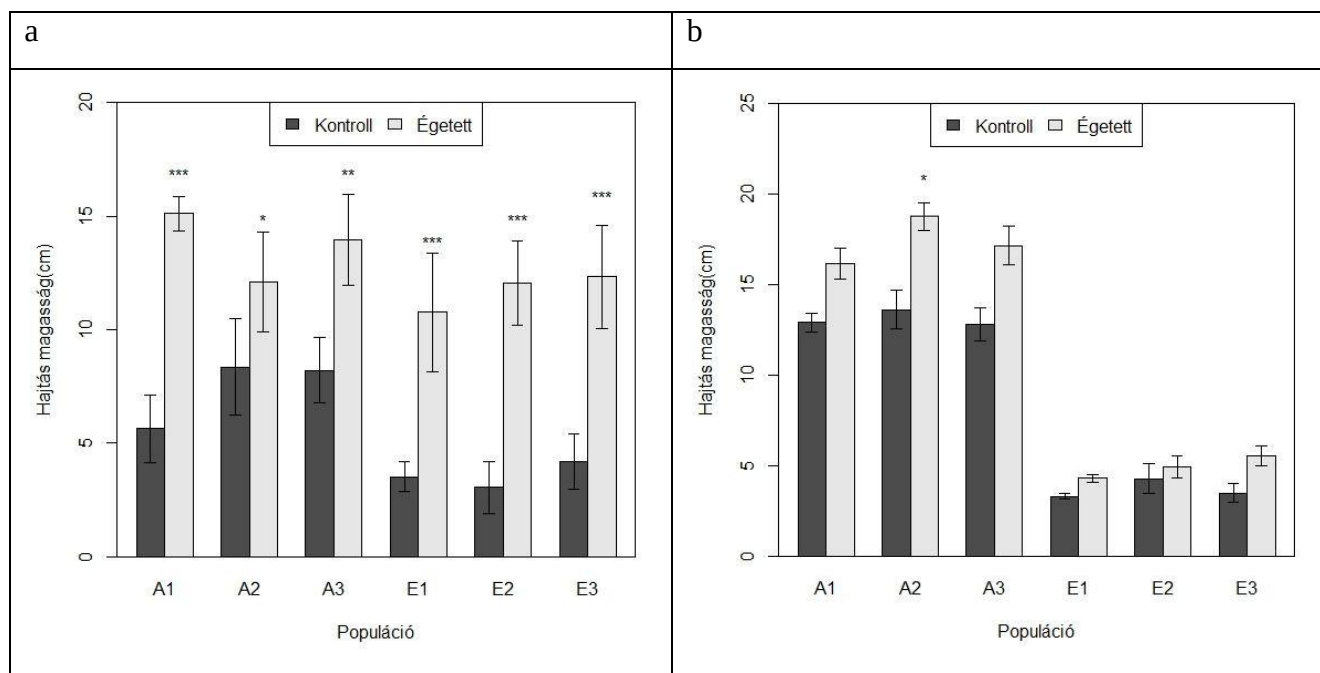


9. Ábra Teljes száraz biomassa különbségek a kanadai aranyvessző (a) és betyárkóró (b)kontroll és kísérleti égetésnek kitett populációi között (Mean±SE). A csillagokkal jelölt oszlopok szignifikáns eltérést jelentenek a kontroll és az égetett kezelés között

4.4. Hajtáshossz

A hajtások hosszát az aranyvesszőnél a kontinens ($F=16.84$, $p<0.001$), a populációk ($F=3.66$, $p=0.002$), valamint a kezelés ($F=106.34$, $p<0.001$) hatása is magyarázza. Minden populáció esetében (10a. ábra), a kísérleti égetésen átesett cserepekben az egyedek magasabbak voltak, mint a kontroll cserepekben (A1: $z=4.9$, $p<0.001$; A2: $z=2.02$, $p=0.04$; A3: $z=2.95$, $p=0.003$; E1: $z=4.47$, $p<0.001$; E2: $z=5.25$, $p<0.001$; E3: $z=4.68$, $p<0.001$).

A betyárkóró esetében a hajtások magasságának különbségében szintén jelentős szerepe volt a kontinensnek ($F=16.84$, $p<0.001$), a populációknak ($F=3.66$, $p=0.002$) és a kezelésnek ($F=106.34$, $p<0.001$) is. Az kísérleti égetésen átesett populációk esetében az A2 populáció ($z=2.20$, $p=0.02$) esetében szignifikáns különbség van a kontroll és égetett csoportok között (10b. ábra).



10. Ábra A kanadai aranyvessző (a) és betyárkóró (b) hajtásainak magassága közti különbségek (Mean±SE). A csillagokkal jelölt oszlopok szignifikáns eltérést jelentenek a kontroll és az égetett kezelés között

4.5. Hajtás-gyökérarány

Az aranyvessző esetében a hajtás-gyökér arányt nem befolyásolja sem a kontinens ($F=0.04$, $p=0.83$), sem a populáció ($F=1.27$, $p=0.28$), sem a kezelés ($F=0.24$, $p=0.62$). A betyárkórónál különbségeket találunk a kontinensek ($F=29.05$, $p<0.001$), populációk ($F=8.47$, $p<0.001$) és kezelések ($F=4.62$, $p=0.035$) hatására a kontroll és kezelt csoportok között. Az E2 populációban találunk nagyon eltérő hajtás-gyökér arányt (Tukey post-hoc teszt, $p=0.007$) a kontroll és kezelt csoportok között, a többi populáció esetében ez nem szignifikáns.

5. Tárgyalás

5.1. Csírázási válasz tűz esetén

Bár Észak-Amerikában több esetben használják a tüzet az ottani inváziós fajok visszaszorítására (DiTomaso és mtsai, 1999; Grace és mtsai., 2002), nálunk ez a gyakorlat még nem terjedt el. A tüzet nálunk más célokból használják, például a kaszálókön a fölösleges biomassza eltávolítására. Az inváziós fajokra gyakorolt hatása azonban nem biztos, hogy ugyanolyan, mint Észak-Amerikában. Éppen ezért vizsgáltuk meg e két faj esetében, hogy magvaik hogyan reagálnak a tűzre és annak komponenseire. Kíváncsiak voltunk, elősegíti-e a tűz a két faj magvainak csírázását és arra is, hogy van-e különbség az amerikai, esetlegesen tűzhöz adaptálódott populációk magvainak tűztűrése és az európai, tűzhöz nem adaptálódott magvak tűztűrése között. Éppen ezért füst- és hősokk-kezelést valamint kísérleti égetést végeztünk a két faj hat-hat populációján.

A füst kezelésnek semmiféle hatása nem volt a magvak csírázási arányára. A kaliforniai bozótosok esetében figyelhető meg a tűzhöz való adaptáció azon formája, amikor a magvak csírázását elősegítik a füstből kioldódó nitrogén-monoxid (Keeley és Fortheingham, 1998). Az általunk vizsgált fajok esetében a füstből és koromból kioldódó anyagoknak nem volt stimuláló hatása, viszont nem is gátolta a magvak csírázását. A kontroll körülmények közötti magas csírázási arány arra utal, hogy a magvaknak nincs is szükségük ilyen jellegű stimulusra.

A kanadai aranyvessző esetében már rövid ideig tartó, alacsonyabb hőmérsékletű hősokk-kezelés lecsökkenti a magvak csírázási arányát. Ennél a fajnál a 140°C-os, 5 percig tartó kezelés volt a leghatékonyabb, a betyárkórónál azonban ez a hőkezelés csak két populációnál mutatott változásokat. A betyárkóró magvai ezen a magas hőmérsékleten végzett rövid idejű hősokk után is képesek voltak csírázni, ám a kezelési idő növelésével a magvak elpusztultak. A hőmérséklet további emelése 160°C-ra már rövid idő alatt a magvak csírázási arányának csökkenéséhez, a magvak elpusztulásához vezet, de csak a hosszabb ideig tartó magas hőmérséklet képes a 99%-os csírázási arány csökkentésre. Az alacsonyabb, 100°C körüli hőmérséklet, amely rövid ideig tart, akár elő is segítheti egyes növényfajok magvak csírázását, ám ugyanez a hőmérséklet hosszabb idő alatt elpusztítja a magvakat (Gashaw és Michelsen, 2001). Esetünkben a betyárkóró semleges választ ad erre a kezelésre, ám a kanadai aranyvessző csökkenti csírázási arányát. Az, hogy nem minden populációban figyelhető meg ez a csökkenés, azzal magyarázható, hogy a különböző területekről érkező ökotípusok nem azonos módon reagálnak a tűzre. Az A2, A3 és E2 populációk jól tűrik rövid

ideig a 100°C-t, az A2 pedig még a 120°C-t is. A betyárkóró ezzel szemben jól tűri a magas hőmérsékletet, akár a 140°C-t is elviseli. Ha az őshonos fajainkat vizsgáljuk meg, a kanadai aranyvessző válaszához hasonló választ találunk (Ruprecht és mtsai., 2013). A 100°C-os, 5 percig tartó kezelés az őshonos fészekvirágzatú fajok csírázási arányát is jelentősen lecsökkentette ugyanúgy, mint a kanadai aranyvessző populációkét.

A hősokk kezelés során talált, a két inváziós faj között lévő különbség magyarázatául az életmenet jellegeik közötti különbség szolgálhat válaszul. Míg a kanadai aranyvessző sarjakkal is szaporodó, évelő faj, addig a betyárkóró csak magról szaporodó egyéves, akinek csak ez a lehetősége van, a magvak elpusztulása a populációk eltűnését vonhatja maga után. A kanadai aranyvessző esetében, a magvak megsemmisülése után is lehetősége van fennmaradni egy adott területen a sarjak segítségével.

A kísérleti égetés egy sokkal természetesebb kezelési mód, a magvak kevésbé beállított környezetben adnak választ a tűzre. A kanadai aranyvessző esetében nincs jelentős hatás, az E1 populáció kivételével. A betyárkóró esetében érdekes módon az amerikai populációk csírázási aránya csökkent le, valószínűleg amiatt, hogy a magvak nem tűztűrő ökotípusok populációiból érkeztek. Ez lehet a magyarázata az E2 populációban megfigyelt kezelésre adott pozitív válasznak is. A hazai őshonos növényfajok mindenikének csírázási aránya lecsökkent kísérleti égetés hatására (Ruprecht és mtsai., 2013), ezzel szemben az inváziós fajok populációi közül a legtöbb semleges választ ad, és csak két-két populáció ad negatív illetve pozitív választ.

A tűz, időtartamától és hő kibocsátásától függően képes lecsökkenteni az inváziós fajok magvainak csírázási arányát. Ez azonban igaz az őshonos fajokra is. Az amerikai és európai kontinens magvainak csírázási aránya nem tér el szignifikánsan a kanadai aranyvesszőnél, a betyárkóró esetében az alacsonyabb hősokk-kezelésnél az amerikai populáció, a magasabb hősokk-kezelésnél az európai populáció csírázási aránya magasabb. Bár vannak különbségek, a populációk válasza ugyanazt a csökkenő mintázatot mutatja a kezelésekre. A kanadai aranyvessző az őshonos fajainkhoz hasonlóan reagál a tűzre ellentétben a betyárkóróval, amely sokkal hőtűrőbb. A tűz, bár csökkenti a magvak csírázási arányát mindkét faj esetében, nem képes az összes mag elpusztítására, ezáltal nem képes meggátolni a fajok terjedését sem.

5.2. Az egyedek fejlődése tűz után

A csírázást követő gyors növekedés kompetíciós előnyhöz juttathatja a növényfajokat. A gyors gyökérnövekedés a megtelepedést, a szerves anyagok gyors és nagy mennyiségű felvételét teszi lehetővé, ami hozzájárul a tölevélrózsás állapotot követően a gyors szármegnagyobbodáshoz. Mindkét vizsgált faj hosszú szárat növeszt, aminek segítségével levelei megfelelő mennyiségű napsugárzáshoz jutnak, később pedig a hosszú szár diszperziós előnyhöz juttatja a szél által terjedő magvakat.

Tűz hatására mindkét fajnál megfigyelhető volt, hogy nagyobb biomasszát neveltek a kísérleti égetés után, mint kontrollokban, vagyis az egyedek jól hasznosították a tápláléktöbbletet. A kanadai aranyvessző befektetése a hajtás és a gyökér tömegébe ugyanolyan arányú a kontroll és kezelt csoportokban, de a hajtások magassága a kezelt cserepekben nagyobb, mint a kontroll cserepekben. Ez igaz az amerikai és európai populációkra is. Az égetett cserepekben magasabb, de a kontroll cserepekhez hasonló tömegű egyedek nőnek. Az égetés stimulálja a hajtásnövekedést, nemcsak plusz szerves anyagot biztosít a növények számára, de előidézi a hajtások megnyúlásának beindulását is. Természetes körülmények között ez hozzásegíti a növényt, hogy a tápláléktöbblet mellett gyorsan és magasra nőjön a többi növényhez viszonyítva, így biztosítva helyét egy adott területen.

A betyárkóró esetében egyetlen esetben tér el szignifikánsan a hajtások magassága a kontroll és a kezelt populációk között, a hajtás-gyökér arány esetében nem találunk szignifikáns eltéréseket. Érdekes, az amerikai és európai körülményekkel magyarázható különbség figyelhető meg a hajtáshosszak esetében mind a kontroll, mind a kísérleti égetésnek kitett csoportoknál. A csírázást követően az amerikai populációk azonnal megkezdik a szár meghosszabbodást, az európai populációk viszont tölevél-rózsás állapotban maradnak, és csak később kezdik meg a szár növekedését. Erre magyarázatként a származási helyek közti éghajlat-különbség hozható fel: Kaliforniában sokkal magasabb az évi átlag hőmérséklet és a telek sem olyan hidegek, míg nálunk, így a növény csírázás után veszély nélkül azonnal növekedésnek indulhat. Nálunk ellenben át kell vészelnie egy hideg teltet, amit tölevélrózsás állapotban tesz meg, és csak tavasszal, a magasabb hőmérsékletek hatására indul a szár növekedésnek.

A kontinensek közötti különbség nem minden esetben szignifikáns, de a vizsgált változóknál megfigyelhető, hogy az amerikai kontinens populációi jobban teljesítenek, mint az európaiak.

Kezelés nélkül is, kontroll esetben, az amerikai populációk jobban teljesítettek a hazai körülmények között, mint a hazai populációk.

6. Következtetés

A hősokk kezelés hatására találtunk szignifikáns különbségeket a populációk magvainak csírázása között, ám ez a vizsgálat egy nagyon szabályozott, a terepi körülmények hatásait nagyon leegyszerűsítő képet ad a magvak csírázásával kapcsolatban. Ezzel szemben a kísérleti égetés nem ennyire egyértelmű képet mutat a két faj magvainak csírázásáról tűz után. Az amerikai populációk átlagosan jobban teljesítettek, mint az európai populációk. A válaszok iránya nem tért el az európai populációk válaszanak irányától, kivéve a csökkent csírázási arány esetében a betyárkóró amerikai populációinál. Azonban, több ezer maggal rendelkező fajokról lévén szó, a magvak kis részének elveszése nem akadályozza meg a fajok terjedését. A fiatal egyedek növekedésére a tűz serkentőleg hatott, a fiatal egyedek nagyobb biomasszával rendelkeztek tűz után és a hajtások magassága is nagyobb volt a kanadai aranyvessző esetében. A betyárkóró növekedését nem serkentette a tűz, a talált különbségek az életmenet-jellegek közti eltéréseknek tulajdoníthatók. Úgy tűnik tehát, hogy a tűz nem képes visszaszorítani ezen inváziós fajokat, viszont elősegítheti a növekedésüket, ez pedig előnyhöz juttatja őket a tűzre érzékeny őshonos fajokkal szemben. Az őshonos növényközösségek érzékenysége és az inváziós fajok sikere komoly veszélyt jelent a hazai növényközösségeink fennmaradására.

7. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm a segítséget a Növényökológiai Kutatócsoport minden tagjának, a vezető tanáromnak, dr. Fenesi Annamáriának a koordinálásért és a szakmai tanácsokért, az Apáthy István Egyesületnek a vizsgálatom elvégzéséhez nyújtott anyagi támogatásért.

8. Irodalomjegyzék

1. Baskin, C.C., Baskin, J.M. (1998) *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*, Academic Press, San Diego, CA, Amerikai Egyesült Államok.
2. Buhler, D. D., Owen., M.D.K. (1997) Emergence and survival of horseweed (*Conyza canadensis*), *Weed Science*, 45, 98–101.

3. Bradbury, I.K. (1973) *The strategy and tactics of Solidago canadensis L. in abandoned pastures*, Ph.D. Dissertation, University of Guelph, Guelph, ON, Kanada.
4. Bradbury, I.K., Hofstra, G. (1977) Assimilated distribution patterns and carbohydrate concentration changes in organs of *Solidago canadensis* during an annual developmental cycle, *Canadian Journal of Botany*, 55, 1121-1127.
5. Bruce, J. A., Kells, J. J. (1990) Horseweed (*Conyza canadensis*) control in no-tillage soyabeans (*Glycine max*) with preplant and preemergence herbicides, *Weed Technology*, 4, 642-647.
6. DeBano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F. (1998) *Fire effects on ecosystem*, John Wiley&Sons, Inc., New York, NY, Amerikai Egyesült Államok.
7. DiTomaso, J.M., Kyser, G.B., Hastings, M.S. (1999) Pre-scribed burning for control of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) and enhanced native plant diversity, *Weed Science*, 47, 233-242.
8. Fenner, M. (1983) Relationship between seed weight, ash content and seedling growth in twenty-four species of Compositae, *New Phytology*, 95, 697-706.
9. Feurdean, A., Liakka, J., Vanni re, B., Marinova, E., Hutchinson, S. M., & Mosburgger, V. (2013). 12,000-Years of fire regime drivers in the lowlands of Transylvania (Central-Eastern Europe): a data-model approach, *Quaternary Science Reviews*, 81, 48-61.
10. Fisher, R. F., Woods, R. A., Glavicic, M. R. (1978) Allelopathic effects of goldenrod and aster on young sugar maple, *Canadian Journal of Forest Research*, 8, 1-9.
11. Flora Italiana, <http://luirig.altervista.org/-2014.04.20>.
12. Gashaw, M., Michelsen, A. (2002) Influence of heat shock on seed germination of plants from regularly burnt savanna woodlands and grasslands in Ethiopia, *Plant Ecology*, 159, 83-93.
13. Grace, J. B., Smith, M. D., Grace, S. L., Collins, S. L., Stohlgren, T. J. (2002) *Interactions between fire and invasive plants in temperate grasslands of North America*, Allen Press, Lawrence, Kansas.
14. Hirose, T. (1971) Nitrogen turnover and dry-matter production of *Solidago altissima* population, *Japanese Journal of Ecology*, 21, 18-31.
15. Hodgkinson, K.C. (1991) Shrub recruitment response to intensity and season of fire in a semi-arid woodland, *Journal of Applied Ecology*, 28, 60-70.

16. Holm, L., Doll, J., Holm, E., Pancho, J., Herberger, J. (1997) *World weeds: Natural histories and distribution*, John Wiley&Sons, Inc., New York, NY, Amerikai Egyesült Államok.
17. IPANE- Invasive Plant Atlas of New England - <http://www.eddmaps.org/> - 2014. június 4.
18. Kabuce, N., Priede, N. (2010) NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Solidago canadensis*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org, 2014.04.20.
19. Keeley, J. E., Fortheingham, C. J. (1998) Smoke-induced seed germination in California chaparral, *Ecology*, 79, 2320–2336.
20. Mensing, S. A., Michaelsen, J., Byrne, R. (1999) A 560-Year Record of Santa Ana Fires Reconstructed from Charcoal Deposited in the Santa Barbara Basin, California, *Quaternary Research*, 51, 295–305.
21. Meyer, A.H., Schmid, B. (2001) Experimental demography of the old-field perennial *Solidago altissima*: the dynamics of the shoot population, *Journal of Ecology*, 87, 17-27
22. Middleton, B. (2002) Winter Burning and the Reduction of *Cornus sericea* in Sedge Meadows in Southern Wisconsin, *Restoration Ecology*, 10, 723–730.
23. Mohr, J. A., Whitlock, C., Skinner, C. N. (2000) Postglacial vegetation and fire history, eastern Klamath Mountains, California, USA, *The Holocene*, 10, 587–601.
24. Mulligan, G.A., Frankton, C. (1987) *Weeds of Canada (Publication 948)*, NC Press, Agriculture Canada and the Canadian Govt. Pub. Centre, Toronto, ON, Kanada.
25. Mulligan, G.A., Findlay, J.N. (1970) Reproductive systems and colonization in Canadian weeds, *Canadian Journal of Botany*, 48, 859-860.
26. Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., Ffolliott, P. F. (1999) Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis, *Forest Ecology and Management*, 122, 51–71.
27. Newell, S.J., Tramer, E.J. (1978) Reproductive strategies in herbaceous plant communities during succession, *Ecology*, 59, 228-234.
28. Power, M. J., Marlon, J., Ortiz, N., Bartlein, P. J., Harrison, S. P., Mayle, F. E., Ballouche, A., Bradshaw, R. H. W., Carcaillet, C., Cordova, C., Mooney, S., Moreno, P. I., Prentice, I. C., Thonicke, K., Tinner, W., Whitlock, C., Zhang, Y., Zhao, Y., Ali, A. A., Anderson, R. S., Beer, R., Behling, H., Briles, C., Brown, K. J., Brunelle, A., Bush, M., Camill, P., Chu, G. Q., Clark, J., Colombaroli, D., Connor, S., Daniau, A.-L., Daniels, M., Dodson, J., Doughty,

- E., Edwards, M. E., Finsinger, W., Foster, D., Frechette, J., Gaillard, M.-J., Gavin, D. G., Gobet, E., Haberle, S., Hallett, D. J., Higuera, P., Hope, G., Horn, S., Inoue, J., Kaltenrieder, P., Kennedy, L., Kong, Z. C., Larsen, C., Long, C. J., Lynch, J., Lynch, E. A., McGlone, M., Meeks, S., Mensing, S., Meyer, G., Minckley, T., Mohr, J., Nelson, D. M., New, J., Newnham, R., Noti, R., Oswald, W., Pierce, J., Richard, P. J. H., Rowe, C., Sanchez Goñi, M. F., Shuman, B. N., Takahara, H., Toney, J., Turney, C., Urrego-Sanchez, D. H., Umbanhowar, C., Vandergoes, M., Vanniere, B., Vescovi, E., Walsh, M., Wang, X., Williams, N., Wilmschurst, J.(2007) Changes in fire regimes since the Last Glacial Maximum: an assessment based on a global synthesis and analysis of charcoal data, *Climate Dynamics*, 30, 887–907.
29. Regehr, D.L., Bazzaz, F.A. (1976) Low temperature photosynthesis in successional winter annuals, *Ecology*, 57, 1297-1303.
 30. Regehr, D.L., Bazzaz, F.A. (1979) The population dynamics of *Erigeron canadensis*, a successional winter annual, *The Journal of Ecology*, 67, 923–934.
 31. Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., West, C.J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions, *Diversity and Distribution*, 6, 93-107.
 32. Ruprecht, E., Fenesi, A., Fodor, E. I., Kuhn, T. (2013) Prescribed burning as an alternative management in grasslands of temperate Europe: The impact on seeds, *Basic and Applied Ecology*, 14, 642–650.
 33. Simmons, M. T., Windhager, S., Power, P., Lott, J., Lyons, R. K., Schwoppe, C. (2007) Selective and Non-Selective Control of Invasive Plants: The Short-Term Effects of Growing-Season Prescribed Fire, Herbicide, and Mowing in Two Texas Prairies, *Restoration Ecology*, 15, 662–669.
 34. Thebaud, C., Abbott, R. J. (1995) Characterization of invasive *Conyza* species (Asteraceae) in Europe: quantitative trait and isozyme analysis, *American Journal of Botany*, 82, 360–368.
 35. Tix, D., Charvat, I. (2005) Aboveground Biomass Removal by Burning and Raking Increases Diversity in a Reconstructed Prairie, *Restoration Ecology*, 13, 20–28.
 36. Towne, E. G., Kemp, K. E. (2003) Vegetation dynamics from annually burning tallgrass prairie in different seasons, *Journal of Range Management*, 56, 185–192.

37. Tremmel, D.C., Peterson, K.M. (1983) Competitive subordination of a Piedmont old field successional dominant by an introduced species, *American Journal of Botany*, 70, 1125-1132.
38. USDA-United States Department of Agriculture, Plants Database-
<http://plants.usda.gov/java/>- 2014.04.20.
39. US Forest Service, Pacific Northwest Research Station - <http://www.fs.fed.us/pnw/invasives/> - 2014.június 4.
40. Valbuena, L., Trabaud, L. (2001) Contribution of the soil seed bank to post-fire recovery of a heathland, *Plant Ecology*, 152, 175–183.
41. Werner, P.A. (1979) *Competiton and coexistence similar species, Topics in plant population biology*, pp. 287-310, Columbia University Press, New York, NY, Amerikai Egyesült Államok.
42. Weaver, S. E. (2001) The biology of Canadian weeds. 115. *Conyza canadensis*, *Canadian Journal of Plant Science*, 81, 867–875.
43. Werner, P. A., Bradbury, I. K., Gross, R. S. (1980) The biology of canadian weeds. *Canadian Journal of Plant Science*, 60, 1393–1409.
44. Whitlock, C., Skinner, C. N., Bartlein, P. J., Minckley, T., Mohr, J. A. (2004) Comparison of charcoal and tree-ring records of recent fires in the eastern Klamath Mountains , California , USA, *Canadian Journal of Forest Research*, 2110–2121.
45. Whittle, C. A., Duchesne, L. C., Needham, T. (1997) The impact of broadcast burning and fire severity on species composition and abundance of surface vegetation in a jack pine (*Pinus banksiana*) clear-cut, *Forest Ecology and Management*, 94, 141–148.
46. Wiese, A.F., Salisbury, C.D., Bean, B.W. (1995) Downy brome (*Bromus tectorum*), jointed goatgrass (*Aegilops cylindrica*) and horseweed (*Conyza canadensis*) control in fallow, *Weed Technol.*, 9, 249-254.
47. Willson, G.D., Stubbendieck, J. (2000) A Provisional Model for Smooth Brome Management in Degraded Tallgrass Prairie, *Ecological Restoration*, 18, 34-38
48. Wohlgemuth, T., Moser, B. (2009) Phönix aus der Ashe: Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen, *Bull. Murithienne*, 46, 29–46.

49. Zouhar, K. (2003) *Bromus tectorum*. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). <http://www.fs.fed.us/database/feis/> -2014.04.20.

9. Kivonat

A gyepek rendszeres égetése egy új és egyre elterjedtebb tájhasználati mód Közép-Kelet Európában. A tűz során nem csak az elhalt növényi biomassza ég el, de sok növényfaj egyede és magjai is elpusztulnak. Hipotézisünk szerint, ezekben az égetett gyepekben nagy eséllyel szaporodnak el olyan idegenhonos fajok, melyek gyakori égetéshez adaptálódtak eredeti élőhelyeiken (pl. Észak-Amerika). Épp ezért vizsgálatunkban arra keressük a választ, hogy két észak-amerikai inváziós faj, az élő kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) és az egyéves betyárkóró (*Conyza canadensis*) magjai hogyan reagálnak az égetésre, illetve a tűz mely komponensei alakítják e válaszokat. Mindkét faj esetén három romániai (nem/ritkán égetett) és

három amerikai (gyakori égetésnek kitett) populáció magjait vetettük alá hőszokk kezeléseknek, együttesen füst és korom kezelésnek, valamint kísérleti égetésnek, és vizsgáltuk a magvak csírázási válaszát. A kísérleti égetésen átesett csoport esetében cserepenként 4 egyedet 12 hétig neveltünk, csak ezután távolítottuk el őket. Megmértük a biomassza tömegét, a hajtáshosszát és a hajtás-gyökér arányt. Eredményeink alapján az aranyvessző magvak már 1 percig tartó 100°C-os hőszokk kezeléshatására csökkenést mutatnak csírázási arányukban, míg 5 percig tartó 140°C-os hőszokk elpusztítja a magvak többségét, származási helytől függetlenül. Ezzel szemben a betyárkóró csökkent csírázási arányt csak az 5 percig tartó 160°C-os hőszokk kezelésnél mutatott, mely el is pusztította a kezelt magvakat. A kísérleti égetés során nem csökkent a magvak csírázási aránya az aranyvessző populációk esetén, míg a betyárkóró esetén, érdekes módon, az amerikai populációk csírázási aránya csökkent átlagosan 15%-al, de a romániai populációké nem. A kísérleti égetés pozitív hatással volt az kinevelt egyedek tömegére, a hajtáshossz csak a kanadai aranyvessző esetében volt nagyobb az égetett csoport esetében, szemben a kontroll csoporttal. A hajtás-gyökér arányt nem befolyásolta az égetés. Összefoglalva, bár a magasabb hőszokk kezelések hatására a magvak nagy része elpusztult, a kísérleti égetés során a magvak csírázási aránya nem vagy csak nagyon keveset csökkent, ugyanakkor az égetés elősegítette a fiatal egyedek fejlődését, ennek pedig, gyepeink rendszeres égetésével, komoly természetvédelmi következményei lehetnek az inváziós fajok széleskörű térnyerése által.

10. Rezumat

Incendierea periodică a pășunilor este un mod nou și tot mai frecvent de utilizare a terenurilor folosit în Europa Centrală și Estică. Focul îndepărtează nu numai biomasa moartă a plantelor, dar distruge și indivizii vii și semințele plantelor. Ipoteza noastră era că în pășunile frecvent incendiate se răspândesc cu șanse mai mari plantele invazive, mai ales cele care provin din habitate des incendiate în arealul lor de origine. Din acest motiv ampropus să examinăm, reacția semințelor în cazul a două specii invazive (sânziana canadiană (*Solidago canadensis*) și bătrâniș (*Conzya canadensis*), amândouă provenite din Nord-America, la foc și componentele acestuia. La fiecare specie am examinat 3 populații din România (nu sau rar incendiate) și 3 populații din Nord-America (frecvent arse). Semințele au fost tratate cu șoc termic, fum și funingine, și au fost supuși unei incendieri experimentale. Am măsurat rata de germinare ca răspuns la tratamente. În cazul semințelor tratate cu incendiere experimentală, 4 indivizi din fiecare ghiveci au fost lăsate să se dezvolte timp de 12 săptămâni, după care au fost îndepărtate și măsurate. Am măsurat biomasa, lungimea tulpinii și rata de biomasa supraternă/subterană a indiviziilor. Rezultatele noastră arată că rata de germinare a semințelor de sânziana canadiană scade deja după un tratament lung de 1 minut la 100°C, iar tratamentul de 5 minute la 140°C distruge majoritatea semințelor, indiferent de locul de provenire. În cazul bătrânișului rata germinării scade numai după un tratament de 160°C, iar 5 minute la această temperatură distruge 99% a semințelor. Incendierea experimentală nu a influențat rata de germinare a semințelor la sânziana canadiană, iar în cazul bătrânișului rata de germinare a scăzut numai la populații americane. Incendierea experimentală a avut un efect pozitiv asupra biomasei la amândouă specii. Tulpina era mai mare numai la sânziana canadiană, iar rata biomasa supraternă/subterană nu era afectat de incendiere. Concluzia este că în ciuda faptului că șocul termic distruge majoritatea semințelor, după incendierea experimentală nu regăsim aceeași rezultate, fiind distrus numai un mic procent al semințelor. Incendierea are un efect pozitiv asupra indivizilor tineri. Conform rezultatelor putem declara că aceste plante invazive se pot răspândi mai ușor în arii mai mari pe seama vegetației native dacă pajiștile sunt incendiate frecvent.