

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE

Přežívání, dynamika a invazní potenciál druhů
trvalkových záhonů stinných stanovišť

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Konzultant: Ing. Josef Kutlvašr

Bakalant: Pavlína Truhlárská

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Pavλίna Truhlárská

Krajinářství
Územní technická a správní služba

Název práce

Přežívání, dynamika a invazní potenciál druhů trvalkových záhonů stinných stanovišť

Název anglicky

Survival, dynamics and invasive potential of species in perennial plantations of shady habitats

Cíle práce

Trvalkové výsadby se zakládají pro okrasné účely především v městských podmínkách s ohledem na minimalizaci nároků na údržbu. Vysazovány jsou především taxony, které nejsou součástí přirozeného regionu a jejich naturalizace může představovat socioekonomické riziko a riziko pro nativní druhy. Cílem této práce je stanovit přežívání invazních rostlinných druhů, které byly vysazeny na stinných trvalkových záhonech v Dendrologické zahradě v Průhonících u Prahy a porovnat abundanci invazně potenciálních druhů.

Metodika

Bakalářská práce bude rozdělena do dvou částí, a to rešeršní část vztahující se k tematice stinných trvalkových záhonů jako zdrojů potenciálních invazních druhů, a na experimentální část. V této části bude proveden výzkum přežívání okrasných druhů. Hlavním záměrem výzkumu je porovnat iniciální (2014) a současnou (2019) abundanci taxonů a stanovit míru přežívání pro každý taxon. Pokus je založen na sedmi různých směsích trvalek v podrostu dřevin vždy ve dvou opakováních náhodně rozmístěných v pokusné zahradě.

Doporučený rozsah práce

30 stran, 2 grafy

Klíčová slova

Invazní druhy, reprodukční vlastnosti, specifická listová plocha, dominantní taxony, dynamika rostlinných druhů

Doporučené zdroje informací

BAROŠ, A. – MARTINEK, J. *Smíšené trvalkové výsadby*. Praha: ProfiPress, 2018. ISBN 978-80-86726-84-7.
Davis M.A., 2009: *Invasion Biology*. Oxford University Press Inc., New York, 244 s.
Kutlvašr J., Pergl J., Baroš A., Pyšek P., 2019: Survival, dynamics of spread and invasive potential of species in perennial plantations. *Biological Invasions* 21: 561–573.
Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P., 2013: *Invasion Ecology*. Wiley-Blackwell, Chichester, 444 s.
Pyšek P., 2018: Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí (online) [cit. 2019.10.26], dostupné z <<http://ziva.avcr.cz/2018-5/historie-definice-hypotezy-a-budoucnost-biologickych-invazi.html>>.
Simberloff D. et Rejmánek M., 2011: *Encyclopedia of Biological Invasion*. University of California Press, London, 765 s.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

Ing. Josef Kutlvašr

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2020

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 22. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 29. 03. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Přežívání, dynamika a invazní potenciál druhů trvalkových záhonů stinných stanovišť vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské/závěrečné práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze 29. 6. 2020

.....

(podpis autora práce)

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Josefu Kutlvašrovi za pomoc při zpracování výsledných dat, za konzultace, které mi průběžně poskytl a za trpělivost, kterou měl po celou dobu naší spolupráce. Dále děkuji doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. za cenné rady a vedení mé bakalářské práce. Také bych chtěla poděkovat své rodině a přátelům, kteří mi byli oporou během celého mého studia.

Abstrakt

V okrasném zahradnictví se vyskytuje velké množství potenciálně invazních rostlinných druhů, které mohou zplaňovat do volné přírody a způsobovat změny ekosystému. I přes to mohou být nepůvodní druhy využity ku prospěchu člověka. Zakládáním okrasných trvalkových záhonů v městském prostředí se zvyšuje atraktivita místa a zároveň poskytují určité ekosystémové služby, které např. vedou k snížení prašnosti v ulicích a podpoře biodiverzity.

Tato práce se zaměřuje na přežívání původních i nepůvodních trvalkových druhů na stinných stanovištích a porovnává abundance druhů po pěti letech od vysazení. Výsledkem je, že 21 % vysazeným rostlinám se v lokálních podmínkách stinných záhonů příliš nedaří nebo úplně mizí. Na druhou stranu, některé dominantní druhy iniciálních výsadeb si udržely dominanci i po pěti letech (např. *Epimedium pubigerum*, *Geranium cantabrigiense*) a některé z nich se přesunuly i mimo svůj vysazený areál (např. *Galium odoratum*).

Klíčová slova: Invazní druhy, reprodukční vlastnosti, specifická listová plocha, dominantní druhy, dynamika rostlinných druhů

Abstract

There are a lot of potentially invasive plant species in decorative horticulture which can affect changes in ecosystem by leaking to the free nature. But the non-native plant species still can be used to the benefit of humans. Attractiveness of the place can be increased by founding of decorative perennial beds in urban areas and, at the same time, perennial beds provide certain ecosystem services which lead to reducing dust in the streets and support biodiversification.

This thesis focuses on surviving of native and non-native perennial plant species on shady habitats and compares abundance of species after five years from planting. The result is that total 21 % of planted plants fail in local conditions or totally disappear. On the other hand, some dominant species of initial planting still dominate after five years (f.e. *Epimedium pubigerum*, *Geranium cantabrigiense*) and some of them moved out of their planted areas (f.e. *Galium odoratum*).

Keywords: Invasive species, reproduction traits, specific leaf area, dominant species, dynamics of plant species

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce.....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Obecný rámec biologických rostlinných invazí.....	3
3.2	Historie invazní biologie.....	5
3.3	Terminologie.....	7
3.4	Vlastnosti invazních rostlin.....	8
3.5	Zahrady a trvalkové záhony.....	9
3.6	Nejvýznamnější invazní druhy České republiky.....	11
3.7	Prevence a likvidace.....	16
3.7.1	Projekty a organizace zabývající se biologickými invazemi.....	16
3.7.2	Regulace a likvidace invazních rostlin.....	16
4	Výzkum.....	19
4.1	Charakteristika studijního území.....	19
4.2	Metodika.....	21
4.2.1	Experimentální plochy a sběr dat.....	21
4.2.2	Statistická analýza dat.....	22
4.3	Výsledky.....	23
5	Diskuze.....	29
6	Závěr a přínos práce.....	31
7	Přehled literatury a použitých zdrojů.....	32
7.1	Odborné publikace.....	32
7.2	Internetové zdroje.....	39
7.3	Ostatní zdroje.....	39
8	Přílohy.....	40
8.1	Seznam příloh.....	40

1 Úvod

Invazních rostlinných druhů není na světě mnoho, přesto mohou být pro původní krajinu velkou hrozbou. Samovolné a nekontrolované šíření nepůvodních rostlin, které ovlivňuje přirozenou flóru, může způsobit celkovou přeměnu místních podmínek. Nepůvodní rostliny se přitom dají využít ku prospěchu člověka, např. zatraktivňováním brownfieldů či jiných urbánních prostor (Hitchmough 2011). Nicméně nepůvodní rostliny používané k takovýmto účelům se snadno přizpůsobují místním podmínkám, a proto je nutné dodržovat určitá bezpečnostní opatření, která zabrání šíření do nových lokalit (Ireland et al. 2020).

Na počátku byly nepůvodní druhy rozšiřovány člověkem. Nejintenzivnější zavlékání druhů začalo s dobýváním Ameriky, odkud také pochází většina evropských invazních rostlin. V 60. letech 20. století Evropané začali více cestovat, vzkvétal mezinárodní obchod a s přispěním vzrůstající globalizace se nepůvodní druhy dostaly na nová stanoviště (Nentwig 2014). Různé druhy nepůvodních rostlin byly cíleně dováženy do Evropy díky jejich atraktivitě a zvýšení druhové pestrosti. Většina zahradníků, objevitelů a sběratelů však v té době nebyla dostatečně informována o rizicích spojených s pěstováním nepůvodních druhů, přičemž poptávka po nových okrasných druzích stále rostla (Dehnen-Schmutz et al. 2007).

Některé zavlečené druhy potřebují neustálou péči, jsou tedy ideální pro pěstování v otevřeném ekosystému, protože neohrožují místní flóru. Ovšem hrozbou pro přirozený ekosystém mohou být rostliny, které se dokonale přizpůsobí novým podmínkám, množí se a šíří se do okolí. Nepůvodní druhy jsou ceněny především pro jejich atraktivitu a nenáročnou péči, avšak důsledkem neuváženého zavlékání se druhy z kontrolovaných ploch dostaly do volné přírody a začaly ovlivňovat nejen biodiverzitu původních druhů (Nentwig 2014), ale i socioekonomické faktory (Lockwood et al. 2013) a veřejné zdraví (Pyšek et Prach 1997).

2 Cíle práce

Bakalářská práce je rozdělena do dvou částí. První část je věnována rešerši k tematice invazních druhů a zakládání stinných trvalkových záhonů, které lze vysadit pro okrasné účely především v městských podmínkách s ohledem na minimalizaci nároků na údržbu.

Druhá část se zabývá samotným výzkumem přežívání okrasných druhů. Hlavním záměrem výzkumu je porovnat iniciální (2014) a současnou (2019) abundanci taxonů a stanovit míru přežívání pro každý taxon. Vysazeny byly především druhy, které nejsou součástí přirozeného regionu, ale jejich naturalizace může představovat socioekonomické riziko a riziko pro nativní druhy. Pokus je založen na sedmi různých směsích trvalek v podrostu dřevin vždy ve dvou opakováních náhodně rozmístěných v pokusné zahradě. Cílem této práce je stanovit přežívání invazních rostlinných druhů, které byly vysazeny na stinných trvalkových záhonech v Dendrologické zahradě v Průhonicích u Prahy a porovnat abundanci invazně potenciálních druhů.

3 Literární rešerše

3.1 Obecný rámec biologických rostlinných invazí

Za nepůvodní druhy rostlin jsou označovány všechny člověkem zavlečené druhy, které se přirozeně nevyskytují na daném území cca od doby 8 000 př.n.l., jedná se o dobu posledního zalednění (Lockwood et al. 2013). Koevoluce neboli evoluční vývoj probíhá v řádu několika tisíc let (Nentwig 2014), při níž můžeme pozorovat i klimatické a geologické změny, které napomáhají jedincům k rozptýlení do velké vzdálenosti do dříve neobsazených oblastí.

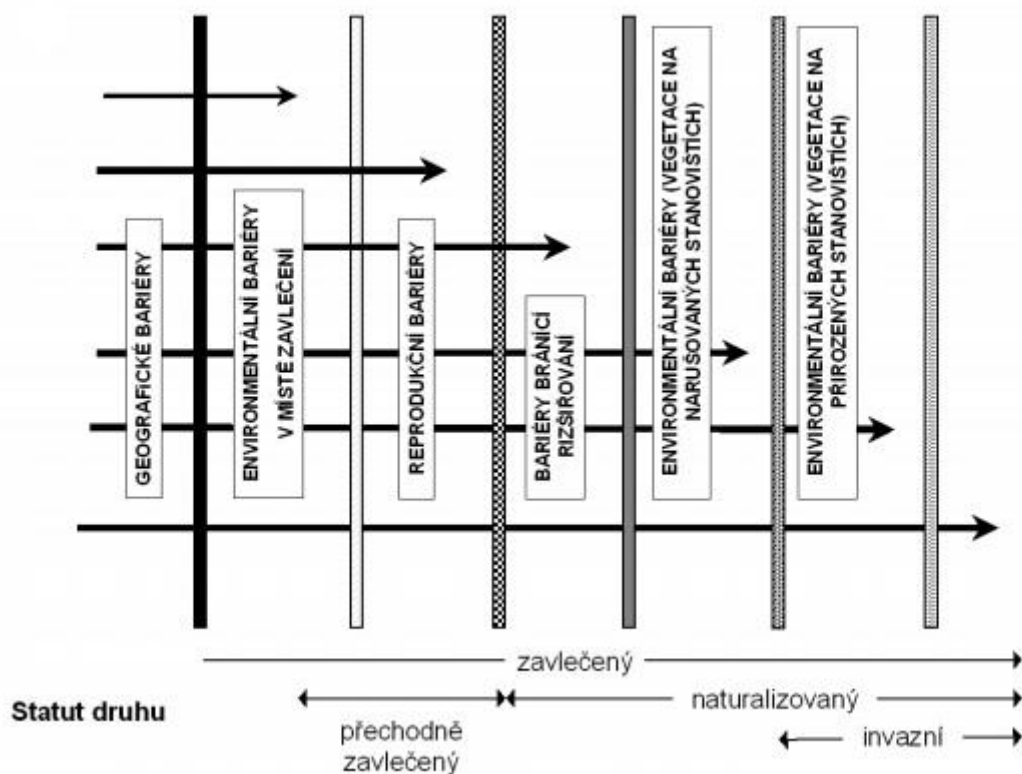
Ale i člověk napomohl tomu, že se rostlinné druhy dostaly do míst, kde dříve nebyvaly. Introdukci neboli zavlečení člověkem můžeme dělit na úmyslnou a neúmyslnou (Křivánek et al. 2006). Úmyslné dovážení může být za účelem dovozu potravin nebo pro okrasné využití, dále při zpracování dřeva, výroby kosmetických přípravků apod. (viz tab. 1). Při tomto druhu zavlečení je důležité každou rostlinu zkontrolovat, zda na ní nejsou škůdci nebo houby, plísňe a další patogeny způsobující onemocnění rostliny. I přes tato opatření jsou s každým zavlečeným druhem transportovány do nových lokalit i jejich choroby a škůdci (Nentwig 2014). Menší riziko je při přepravě semen, kde se škůdce snadno odhalí a zlikviduje (Pitcairn 2011). Neúmyslné zavlečení je spojeno s cestováním a dovozem různých druhů rostlin (Křivánek et al. 2006). Lidé využívají různé formy dopravy a stejně tomu je i u ostatních organizmů. Části rostlin se mohou zachytit na dopravních prostředcích nebo i na zvířatech či lidech a přemístit se.

Účel dovozu	Počet druhů	% druhů
okrasné	511	53,3
potrava	149	15,5
léčivé	99	10,3
krmivo, píče	74	7,7
krajinářství	44	4,6
medonosné	37	3,9
produkce oleje	13	1,4
produkce dřeva	13	1,4
barvivo	8	0,8
textilní vlákna	6	0,6
zemědělství kromě potravin	5	0,5
celkem úmyslně dovezených druhů	959	100,0

Tab. 1. Účel dovozu nepůvodních druhů a jejich počet na území České republiky (Křivánek et al. 2006).

Invazní proces bychom mohli rozdělit do tří fází: přesun, usídlení a rozmnožování (Williamson 1996, Freckleton et al. 2006, Davis 2009). Některé návrhy jsou čtyřfázové, a dokonce existují i návrhy šesti fází: introdukce, etablování, zdomácnění, disperze, rozdělení populace a invazní šíření (Henderson et al. 2006, Davis 2009). Musíme brát v úvahu, že fáze, kterými rostlinné invaze procházejí, jsou časově

náročné. Jakmile se nepůvodní druh etabluje, může se začít rozšiřovat za počáteční bod v nové lokaci. Jedním z důvodů, proč k rozšiřování nedochází, jsou biogeografické a environmentální bariéry (Richardson et al. 2000, 2011, Richardson et Pyšek 2006, Blackburn et al. 2011). Fyzicko-geografické bariéry začaly postupem času oddělovat populace stejného druhu a každá si nakonec vytvořila jedinečný druh. Než se druh stane invazním, musí nejprve překonat tyto bariéry. Celý graf překonávání bariér je na obr. 1. Pokud však druh nepřekoná bariéry, je invaze považována za neúspěšnou (Richardson et al. 2000, Blackburn et al. 2011).



Obr. 1. Překonávání bariér pro získání statutu: přechodně zavlečený, naturalizovaný a invazní druh. Zavlečený druh je každý nepůvodní, který překoná geografické bariéry (Pyšek et al. 2008).

Na rostlinné invaze mají vliv i klimatické změny. Lidé uvolňují do ovzduší velké množství skleníkových plynů, např. oxid uhličitý, důsledkem je nárůst průměrné roční teploty a klimatických extrémů (Clements et Ditommaso 2010). Tyto změny budou mít dopad na veškeré organizmy na světě včetně nepůvodních druhů (Rohde et Bhalerao 2007). Mnoho zvířat i rostlin bude migrovat a budou se snažit o aklimatizaci. Vše závisí na lidském jednání, ať úmyslném nebo neúmyslném. Některé úvahy vedou k tomu, že se při globálním oteplování invazním rostlinám bude dařit, avšak není možné experimentálně toto tvrzení testovat (Dukes 2011).

Od 17. století se začaly budovat vodní kanály a postupně se zpřístupňovaly vodní cesty do západní Evropy (Jehlík et al. 2019). Během 18. a 19. století se ekonomicky výhodná lodní přeprava rozšířila a přispěla tak k dalším biologickým invazím. Lodní přeprava je ideální pro přepravu semen nebo částí rostlin, které v novém regionu naturalizují (Nentwig 2014). Nejedná se jen o vodní rostliny, ale prokázalo se, že tuto cestu rozšíření využívají i suchozemské rostliny. Hojnost invazních druhů souvisí s rozlohou přístavu, čím větší je přístav, tím více invazních druhů se v okolí vyskytuje. Nepůvodní druhy se častěji vyskytují v městských rozsáhlejších přístavech, oproti venkovským sídlům, protože město nabízí lepší podmínky pro rozvoj invazí (Jehlík et al. 2019).

3.2 Historie invazní biologie

Již tisíce let do střední Evropy migrují různé druhy rostlin např. ze Středomoří nebo z Blízkého východu. Většinu z těchto rostlin lidstvo nepovažuje za nepůvodní a jsou nyní brány za přirozenou součást našeho ekosystému. Mezi takové druhy můžeme zařadit koukol polní (*Agrostemma githago*), mák vlčí (*Papaver rhoeas*) nebo chrpu polní (*Centaurea cyanus*; Petrusek 2018).

Další velkou etapou zavlékání je již zmiňované objevování Ameriky (Nentwig 2014). Se zámořskými cestami bylo zavlečeno od roku 1492 do Evropy velké množství keřů, stromů, okrasných bylin, ale i zemědělských plodin. Rok 1500 rozděluje invazní druhy do dvou skupin: nepůvodní zavlečené rostliny před tímto obdobím se nazývají archeofyty, druhy zavlečené po tomto období se nazývají neofyty (Pyšek et al. 2002, Wasowicz 2018). Celkové složení nepůvodních druhů na území České republiky je shrnuto v tab. 2.

	Přechodně zavlečené	Etablované	Invazní	Nebezpečně invazní	Celkem
Archeofyty	74	237	21	0	332
Neofyty	817	160	39	30	1046
Nepůvodní celkem	891	397	60	30	1378

Tab. 2. Počet archeofytů a neofytů na území České republiky (Křivánek et al. 2006, upraveno).

Louis Jean Marie Daubenton (1716–1799) studoval v Paříži ekologii a zoologii včetně aklimatizace druhů pro komerční a zemědělské účely. V únoru roku 1854 v Paříži na Daubentonovu studii navázala skupina přírodovědců *La Société Zoologique d'Acclimatation*, která domestikovala zvířata a pěstovala neznámé druhy rostlin za účelem ekonomického a obchodního přínosu na území Francie. O zdomácnění se pokoušelo v té době více zemí včetně Velké Británie. Začátkem 19. století trpěla Británie ekonomickým nedostatkem v důsledku napoleonských válek a průmyslové

revoluce. Sklizně kukuřice nebyly hojné, byly až mimořádně chudé a válka bránila dovozu ze zahraničí. Francis Trevelyan Buckland přišel s myšlenkou aklimatizace rostlinných i živočišných druhů. Byl také spoluzakladatel a člen aklimatizační společnosti *Acclimatisation societies*, která se zabývala dovozem rostlin a zvířat jako novým zdrojem potravy. Začátek 20. století nebyl pro tuto společnost příliš dobrý, nedařilo se sehnat dostatek investorů, kteří by tento projekt a jemu podobné sponzorovali. Podobných společností bylo na světě v té době mnoho a většina z nich neměla úspěch u tehdejší společnosti (Lever 2011).

První, kdo se zmínil o přítomnosti nepůvodních druhů v přirozeném prostředí, je Alphonse de Candolle ve svém fytogeografickém díle *Géographie botanique raisonnée* vydaném v roce 1855 (Pyšek et Sádlo 2004a). Charles Darwin si však přítomnosti nepůvodních druhů všiml o pár let dříve, a to v roce 1833, kdy doplul do Argentiny, aby prozkoumal tamější krajinu. Při bádání narazil na rostliny, o kterých věděl, že nejsou původní a jsou ze Středozeemí. Jednalo se o pichlavé druhy z čeledi hvězdicovitých: artyčok kardový (*Cynara cardunculus*) a ostropestřec mariánský (*Silybum marianum*; Pyšek et Sádlo 2004a). Při svých cestách si Darwin často všiml rozmanitosti flóry a Alphonse de Candolle mu potvrdil, že se o migraci rostlinných druhů nemýlí.

Darwinova naturalizační teorie předpokládá, že nepůvodní druh bude na novém místě úspěšný, jen pokud nebude příbuzný s původními druhy (Pyšek 2018). Znamenalo by to, že vlastnosti, které mají původní druhy, nejsou nejideálnější pro místní podmínky a umožňují predátorům a škůdcům likvidaci místní flóry. Zanesené druhy by byly tedy odolnější vůči nemocím a tamním podmínkám a byly by konkurencí pro původní rostliny (Lososová et al. 2018). Existuje ještě jedna hypotéza, která vychází z environmentálního filtrování a vysvětluje společenstva původních a nepůvodních druhů, a to, že v místních podmínkách se nejlépe uchytí druhy, které mají podobné vlastnosti, jako druhy místní, především druhy příbuzné, které se snadno přizpůsobí podmínkám (Lososová et al. 2018). V roce 1859 Darwin vydal knihu *O původu druhů*, která vysvětluje fenomén evoluce (Darwin 1859) a tato kniha je tak považována za základní kámen moderní biologie.

Další, kdo se zajímal o invazní druhy, je britský ekolog a zoolog Charles Elton, který je považován za zakladatele invazní biologie. V roce 1933 píše poprvé o invazích v časopise *London Times*. Charles Elton se v 50. letech 20. století zmiňuje o invazích v rozhlasových pořadech *Balance and Barrier* v britské televizi BBC, dále rozšiřuje své poznatky ve spolupráci s londýnským nakladatelstvím *Methuen* a vydává v roce 1958 knihu *The ecology of invasions by animals and plants* (Pyšek 2018). Tato kniha

zůstává i po 60 letech stále nejčastěji citovanou publikací související s invazí rostlin (Richardson et Pyšek 2008). Charles Elton svými poznatky přispěl k vývoji evoluční biologie, zajímal se nejen o invazní biologii, ale také o životní cykly, biologickou rozmanitost a ekologickou stabilitu. S výzkumem biologických populací rostl i Eltonův zájem o ochranu přírody, rozvíjel tak politiku ochrany životního prostředí a pomáhal tvořit britské zákony týkající se udržování přírodních rezervací.

3.3 Terminologie

Stejně jako v ostatních částech biologie, také v invazní biologii bylo potřeba zavést terminologii, která by platila mezinárodně pro všechny země světa. V polovině 18. století se začaly vést spory o jednotné názvosloví, a tak anglický botanik Hewett Cottrell Watson navrhnul schéma slovní zásoby (Davis 2009). O sjednocení terminologie se pokoušelo více vědců i botaniků a nezákladnější pojmy jsou popsány zde:

- Původní druh vznikl na daném území evolucí nebo přirozenou migrací a dostal se na své místo bez vlivu člověka (Skálová 2014).
- Zavlečený druh se dostal na své území přirozenou cestou nebo činností člověka, může se jednat o úmyslné či neúmyslné zavlečení a zároveň areál zavlečeného druhu není jeho původní stanoviště, jedná se o nepůvodní druh (Chytrý et Pyšek 2009a).
- Přechodně zavlečený je druh, který je závislý na opakovaném rozmnožování semeny nebo oddenky v důsledku lidské činnosti. Rozmnožování mimo svou kulturu je považováno za přechodné, pokud druh po čase vymizí (Skálová 2014).
- Naturalizovaný druh neboli zdomácněný je nepůvodní, zavlečený druh, který se rozmnožuje již dlouhou dobu bez vlivů člověka (Chytrý et Pyšek 2009a).
- Invazní druh je zároveň naturalizovaný a rychle se šíří od svého původního areálu. Vytváří mnohočetné populace a může být pro ekosystém hrozbou (Chytrý et Pyšek 2009a).
- Invadovanost vyjadřuje pozorované počty nepůvodních druhů v určených lokalitách (Chytrý et Pyšek 2009a).
- Invazibilita rostlin je míra přežívání, která určuje skutečnou náchylnost společenstev k invazím. Je dána schopností rostlin přežít na novém území a odolávat nepříznivým klimatickým vlivům, patogenům, tlaku ostatních druhů nebo býložravců. Nezávisí na počtu zavlečených

druhů. Některá území jsou náchylnější na rozšíření invazních společenstev, jiné ekosystémy jsou odolnější vůči šíření nepůvodních druhů = rezistence (Chytrý et Pyšek 2009a).

3.4 Vlastnosti invazních rostlin

Během zkoumání, zda je rostlina schopna stát se invazní, se posuzují její ekologické, fyziologické a biologické vlastnosti a zároveň areál, do kterého se bude rozšiřovat. Lze tedy předvídat, podle znalosti daného druhu, zda bude rostlina invazní či nikoli (Herben 1998). Biologické vlastnosti invazních druhů umožňují rostlinám vytvářet husté porosty v nových lokalitách. Takovými vlastnostmi jsou např. rychlé vegetativní a generativní rozmnožování, rychlý růst a schopnost přežít v nepříliš ideálních podmínkách (Holt 2011). Apomixí se rozmnožuje spousta potenciálně invazních rostlin. Nové semenáčky jsou geneticky totožné s mateřskou rostlinou a vytvoří velice životaschopnou populaci, která často vykazuje invazní či expanzní chování (Inderjit 2011). Mezi takové druhy můžeme řadit např. pampelišku (*Taraxacum*), kortaderii (*Cortaderia*), opuncii (*Opuntia*), turan (*Erigeron*), ostružiník (*Rubus*) či jestřábník (*Hieracium*), který se hojně vyskytuje na všech světadílech včetně Evropy. V České republice roste jestřábník na polích, pastvinách, loukách i v lesích. Svým rychlým šířením snižuje hodnotu majetku a narušuje společenství místních rostlin. Tento rod je úspěšný především díky své autochorní strategii šíření (Mráz et al. 2019). Semena mají štětinky, které se snadno přichytí na oblečení, srst zvířat nebo vozidla a rozptýlí se na velkou vzdálenost (Inderjit 2011).

Mezi další vlastnosti invazních rostlin patří dlouhověkost semen, rychlý vývoj ve vegetativní fázi, častá produkce semen s dobrou klíčivostí, samosprašnost ideálně abiotickými faktory, tolerance, přizpůsobení, rozptýlení, křehkost (aby rostlina nebyla snadno vytažena ze země; Holt 2011). Např. mračňák Theophrastův (*Abutilon theophrasti*) je jednoletá rostlina, která se dokázala z Číny dostat do Severní Ameriky, Evropy, Asie, Afriky, Austrálie a na Nový Zéland (Holec et Jursík 2019). Vyskytuje se především tam, kde se pěstuje kukuřice nebo jiné zemědělské plodiny. Semena se na nová území šíří především větrem nebo antropogenně.

Některým nepůvodním druhům vyhovují podmínky sušších oblastí měst, kde je větší teplo, protože pocházejí z teplých oblastí (Rendeková et al. 2019). Z geografického hlediska jsou takové oblasti více invadovány. Jedná se především o výběžky jižní Afriky, Havajské ostrovy, Madagaskar a Austrálii (Pyšek et Prach 1997, Chytrý et Pyšek 2009a). Vše závisí na geobiologickém vývoji souvisejícím s izolací od ostatních rostlin. Největší riziko rozšíření invazních rostlin v Evropě drží stále Velká

Británie z důvodu britské kolonizace (di Castri 1989, Pyšek et al. 2004), oproti tomu Střední Evropa je mnohem méně náchylná k invazím. I přes to se na našem území vyskytuje spousta invazních druhů, a dokonce i potenciálně invazních, které se musí ve zdejších podmínkách vyrovnat s konkurencí, patogeny, predací a býložravci.

Konkurence může být prvotní překážka invaze, neboť schopnost místní flóry brzdit invazní postup může výrazně omezit růst a vývoj rostlin (Herben 1997). Zároveň konkurence určuje rychlost růstu populace a rozmístění nových jedinců (Gurevitch 2011). Každý druh konkuruje ostatním různými formami, tyto formy spolu mohou soutěžit o světlo, jako např. rostlina kudzu (*Pueraria lobata*), která se vyskytuje na jihu Spojených států amerických nebo javor mléč (*Acer platanoides*). Jiné druhy zase soutěží o vodu. Mezi takové rostliny můžeme zařadit tamaryšek kaspický (*Tamarix ramosissima*) ze Spojených států amerických nebo akácii mearnsovu (*Acacia mearnsii*) pocházející z jižní Afriky nebo také borovici montereyskou (*Pinus radiata*). Jiní konkurenti mohou bojovat o živiny, opylovače nebo prostor pro nové založení své populace (Gurevitch 2011).

3.5 Zahrady a trvalkové záhony

Vývoj zahrad sahá do dávné historie. Ve starověku se pěstovaly především léčivé rostliny a používaly se plody rostlin pro obživu (Roudná et Hanzelka 2006). Trvalky se vysazovaly méně, a to především s cibulnatými a hlíznatými rostlinami (Baroš et Martinek 2018). Mezi první středověké zahrady patří arabské zahrady na Iberském poloostrově, které se významně věnovaly lékařství a vynikaly architektonickým uspořádáním a ornamentální výzdobou (Roudná et Hanzelka 2006). V roce 1350 přinesl Angelo z Florencie, zahradník Karla IV., trend botanických zahrad i do České republiky. První zahradou ve střední Evropě byla zahrada *Hortus Angelicus*, která nesla jméno po svém zakladateli (Roudná et Hanzelka 2006, Pincová 2016). Od té doby lidé chtějí mít na svých zahradách ozdobné prvky, které se snadno udržují a nepotřebují neustálou péči. Zhruba od konce 18. století se vytrvalé byliny začaly sázet jako smíšená kvetoucí okrasa (Baroš et Martinek 2018). První založený trvalkový záhon se datuje na rok 1846, založil ho Shirley James Hibberd v zahradě jménem Arley Hall (Hobhouse 1988, Baroš et Martinek 2018). Trvalkové záhony dostávaly různé podoby, využívaly se jako živé ploty nebo nepůvodní rostliny zkrášlovaly okolí zdí a domů.

Nejvhodnějším místem pro vznik nových parků nebo zahrad jsou zelené plochy, kde se vyskytují vzrostlé dřeviny. Z listového a jehličnatého odpadu vzniká humus, který přispívá ke kvalitnímu půdnímu profilu a doplňuje půdu o živiny. Zároveň opad

ze stromů (větve, šišky, květy nebo plody) ovlivňuje celkovou vitalitu (Baroš et al. 2017). Velké množství takového materiálu může někdy bylinné patro poničit. V městské zástavbě se listový opad odstraňuje pravidelně nejpozději z jara, z listů se nestihne vytvořit humus a půda není obohacena o živiny. Podmínky, které jsou vhodné pro stinné stanoviště, nemusí být dobré i pro ostatní ekotypy (Hitchmough 2011), především z důvodu tvorby vysokého obsahu uhlíku/dusíku, který některé dřeviny produkují nebo dřeviny mohou být toxické pro okolní rostliny (Baroš et Martinek 2018). Ochrana vzrostlých dřevin je vhodná pro smíšené druhy trvalek. Některým nepůvodním druhům se v polostínu či v úplném zastínění velmi dobře daří (Baroš et al. 2017).

Do stinných trvalkových záhonů nejsou vhodným komponentem alelopatické rostliny, které uvolňují fytotoxické látky, a to pomocí kořenů a listů, které zapříčiní zpomalení biologických procesů (inhibice), např. klíčivost, růst nebo přežití rostliny (Warren et al. 2017). Inhibitor, který vylučuje alelopatické látky, ovlivňuje ostatní rostliny (amenzály), ale amenzál nijak inhibitora neovlivní. Je tedy potřebné volit vhodné místo pro trvalkovou výsadbu. Stejně tak hraje významnou roli tvar reliéfu kvůli zadržení listového odpadu a akumulaci vody, také je důležitá orientace na světovou stranu z důvodu různé dostupnosti světla. Ideální místo pro zakládání záhonů je blízko vodních ploch nebo toků, které prosytí vzduch, protože i vzdušná vlhkost je pro rostliny velmi důležitá (Baroš et al. 2017).

Tvorba smíšených záhonů je založena na stylu autora, protože každému se líbí něco jiného. Především u soukromých zahrad je složení trvalek založeno na inspiraci majitele, která může být jakákoliv, jen kompozice by měla být stále v rovnováze. Smíšené trvalkové záhony jsou vysázeny na základě výškového a barevného prolnutí všech rostlin (Baroš et Martinek 2018). U trvalkových výsadeb je preferována extenzivní údržba, která zahrnuje minimální zásahy do záhonu, např. minimum zálivky, stříhání a pletí (Baroš et al. 2017).

Je potřeba vzít v potaz, že založení trvalkových záhonů znamená i přítěž pro životní prostředí. Především je zapotřebí zajistit přepravu materiálu (rašelina, mulč, voda, nástroje pro údržbu a další), dále také každoroční, byť jen minimální údržbu a výrobu zahradního nářadí, která je také energeticky náročná a je to přítěž pro životní prostředí (Baroš et al. 2017). Na místě zakládání je nezbytné porovnat tyto dopady na životní prostředí s pozitivy, které mají zpříjemnit pobyt ve městech. Trvalkové záhony byly původně navrženy pro urbanizované prostory, kde se hůře udržuje trávník nebo kde místní rostliny nerostou. Jedná se především o veřejné prostory,

např. kruhové objezdy, ostrůvky kolem chodníků a silnic nebo plochy u železničních přejezdů (Forman 2016).

Jeden z pozitivních faktorů zlepšení je hospodaření s vodou, protože bylinné výsadby v podrostu mohou zadržovat vodu a přispět k dobré půdní struktuře. Správně složené směsi druhů zadrží více vody než trávník a jsou menší konkurencí pro mladé stromy, kterým bylinné patro bojuje o příjem živin, opylovače nebo prostor při založení nové populace (Gurevitch 2011). Při správném výběru mulče se přeruší kapilarita a omezí výpar z půdy, tepelná vodivost dokáže kondenzovat a akumulovat vodní páry z ovzduší (Baroš et Martinek 2018). Zároveň nepůvodní druhy, s minimálními nároky na údržbu, sníží množství chemických přípravků v půdách, které se běžně používají při údržbě klasických záhonů. S tím souvisí i eliminace škůdců a chorob, které je potřeba často likvidovat (Baroš et Martinek 2018).

V městské zástavbě se vyskytuje jen zřídka bezobratlých živočichů, založení trvalkových záhonů v těchto místech by umožnilo zvýšení počtu bezobratlých živočichů (Kircher et Messer 2001) a lepší zadržování vody a s tím i související snížení prašnosti v ulicích (Baroš et al. 2017). Trvalkové záhony jsou vhodné i pro využití v soukromých zahradách, pro zatraktivnění altánů nebo teras (Kořena 2018), kde lze nahradit monokultury za smíšené trvalkové záhony, které kvetou od jara do podzimu. Barvy a vůně rostlin jsou velmi pestré a zajímavé nejen pro oko člověka, ale i pro hmyz. Pokud zrovna trvalky nejsou kvetoucí, jejich pestrost doplňují žíhané nebo různě tvarované listy.

Trvalkové záhony představují hrozbu pro místní krajinu. Jen v České republice je 53 % rostlinných invazí, které pocházejí z okrasných areálů (viz tab. 1; Křivánek et al. 2006), v Německu je nebezpečných nepůvodních rostlin uniklých z okrasného zahradnictví 50 % (Klotz et al. 2002) a v Austrálii je takových taxonů 65 % (Groves 1998). Okrasné druhy, které nejsou původní, ohrožují místní flóru. Dovozy těchto nepůvodních taxonů by měly být zodpovědní za screening druhů, které potenciálně ohrožují místní taxony (Dehnen-Schmutz 2011). Postupy posuzování rizik pro stanoviště jsou velmi náročné a drahé, nelze je tedy použít pro každou nepůvodní rostlinu. Metoda Pest Risk Assessment (PRA) se používá jen tehdy, pokud se o rostlině ví, že má potenciál stát se invazní (Dehnen-Schmutz 2011).

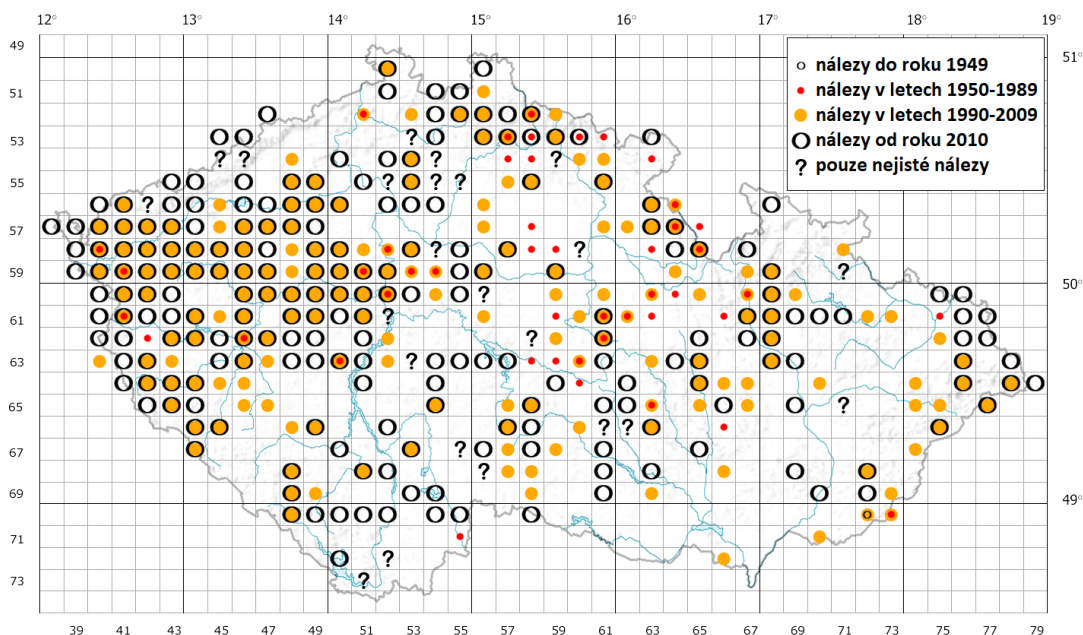
3.6 Nejvýznamnější invazní druhy České republiky

Česká republika je poměrně náchylná na invaze. Invazibilita závisí především na hustotě osídlení a hustotě dopravních cest (Pyšek et Sádlo 2004b). Všeobecně jsou nížiny více invadovány než horské oblasti z důvodu menšího přísunu propagulí,

avšak v České republice nejsou rozdíly mezi horstvy a nížinami tak patrné (Chytrý et Pyšek 2009a). Česká republika a Velká Británie jsou i přes mnoho odlišností poměrně stejně invadované oblasti. Tato dvě území se od sebe liší biogeografickou historií, klimatem, hustotou zalidnění, rozdílným obchodováním, a s tím souvisejícím odlišným způsobem zavlékání nepůvodních druhů (Chytrý et Pyšek 2009b). V České republice je malý podíl neofytů na přirozených a polopřirozených stanovištích, větší podíl neofytů se nachází v oblastech nedaleko zastavěných ploch (Chytrý et Pyšek 2009b). Urbánní plochy jsou centrem komunikací a možností přísunu propagulí (Chytrý et Pyšek 2009a). Celkem je v České republice kolem 1046 neofytů z celkového počtu 1378 nepůvodních druhů (viz tab. 2; Křivánek et al. 2006).

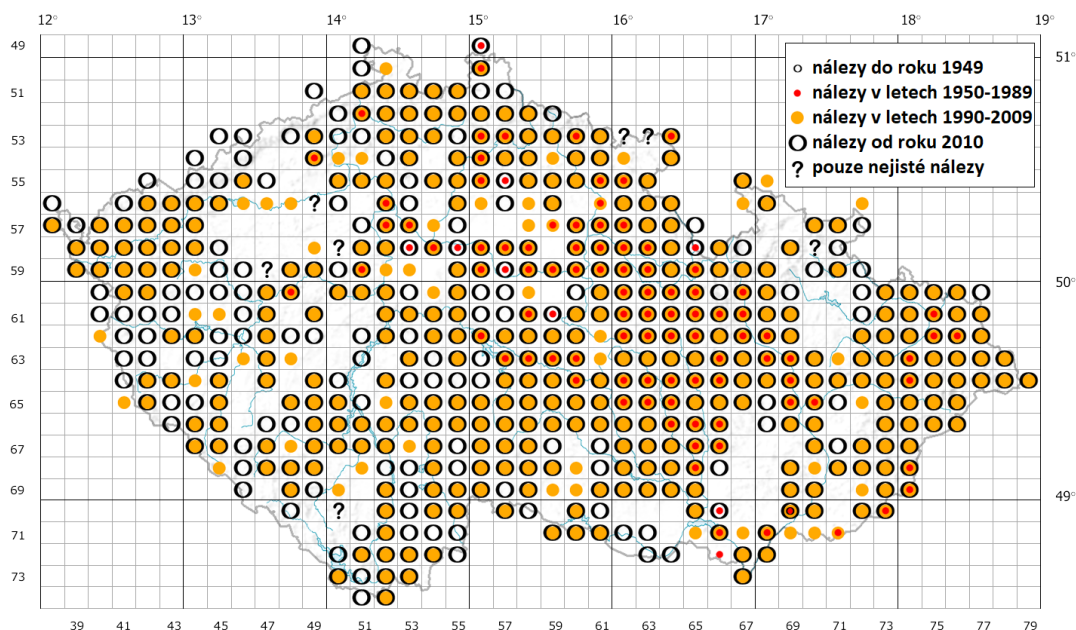
Biologické invaze lze brát jako součást ekologie a zároveň i dalších oborů, např. zemědělství, lesnictví, entomologie, zoologie, botaniky, historie, sociologie a dalších (Lockwood et al. 2013). Zemědělci a botanici se obávali rostlinných druhů, které jim sníží úrodu a pozmění strukturu původního společenství (Nentwig 2014). V České republice se na zemědělskou půdu dostává např. bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), pokud je ale pole pravidelně obděláváno, je šíření bolševníku potlačováno (Černý et al. 1998).

Tato kapitola je zaměřená na tři nejznámější invazní druhy České republiky, které unikly z okrasného zahradnictví. První nejznámější nežádoucí nepůvodní rostlinou v České republice je již zmíněná víceletá bylina bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*; Černý et al. 1998). Na území České republiky byl bolševník poprvé vysazen v roce 1862 za okrasným účelem zdobit parky a zahrady (Pergl 2014), od tohoto roku se bolševník začal rozšiřovat mimo vysazený areál, až se v místních podmínkách stal invazním. Bolševník dosahuje výšky až 3 metry a listovými růžicemi zastíní rostlinnou vegetaci, čímž brání v růstu ostatním konkurentům. Jeho likvidace musí být systematická a důsledná, protože bolševník se rychle zregeneruje a vytváří mnoho semen, které mohou přežít v půdě i několik let (Státní rostlinolékařská správa 2010). Pokud se bolševník vyskytuje u vodního toku, je zapotřebí začít s likvidací po směru toku, poté místo pravidelně monitorovat, protože po odstranění biomasy hrozí nebezpečí eroze (Černý et al. 1998). Bolševník je zdraví nebezpečný nejen pro lidi, ale i pro zvířata. Fytotoxické šťávy mohou způsobit podráždění pokožky, otoky a puchýře (Státní rostlinolékařská správa 2010).



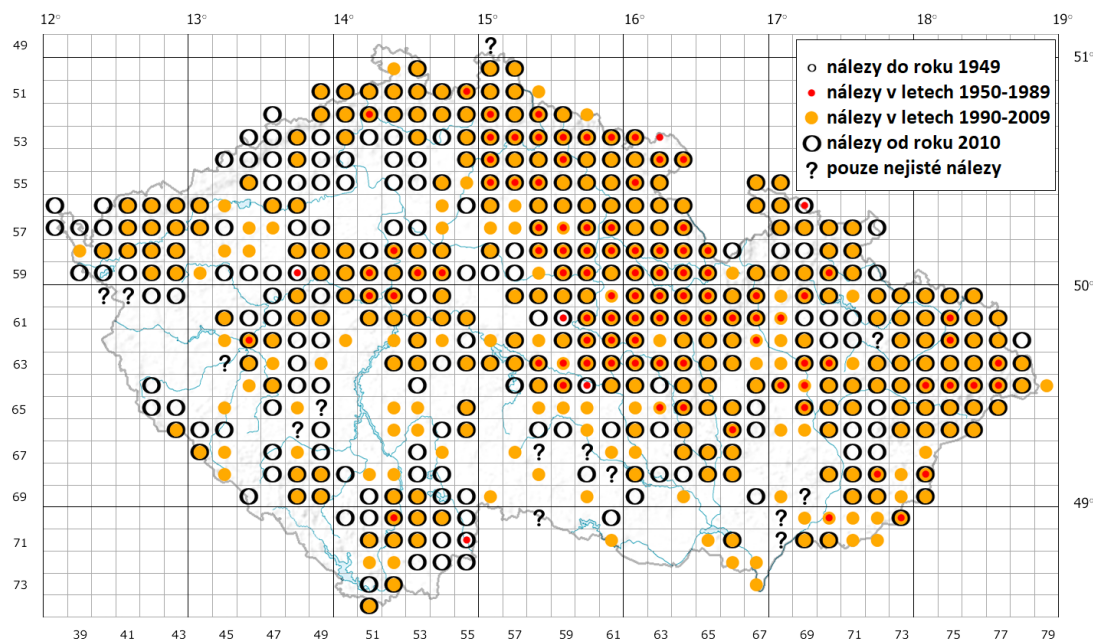
Obr. 2. Výskyt *Heracleum mantegazzianum* (AOPK ČR © 2020, podkladová data © ČÚZK; upraveno): Na mapě je porovnaný výskyt bolševníku v letech: <1949, 1950–1989, 1990–2009, >2010. Dále na mapě jsou zobrazeny i nejisté výskyty, které dosud nebyly potvrzeny.

Již v 18. století včelaři začali dovážet a pěstovat různé nepůvodní rostliny kvůli vyšší produkci medu (Nentwig 2014). Pro okrasné účely byla dovezena do Velké Británie v 19. století z Asie jednoletá rostlina netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*; Pyšek 2014). Nyní je netýkavka jednou z nejinvaznějších rostlin v celé Evropě, a dokonce i v Severní Americe (Helsen et al. 2019). Daří se jí především ve vlhčích půdách kolem potoků, řek a rybníků (Černý et al. 1998). U jednoletých druhů rostlin stačí mechanická likvidace, to znamená vytrhávání celých rostlin i s kořeny, ovšem na některých plochách je na místě chemický postřik a je důležité volit vhodný herbicid, který by nepostihl ekologii prostředí, zejména kvůli znečištění vodních toků, půdy nebo podzemní vody (Pergl et al. 2014).



Obr. 3. Výskyt *Impatiens glandulifera* (AOPK ČR © 2020, podkladová data © ČÚZK; upraveno): Na mapě je porovnaný výskyt netýkavky v letech: <1949, 1950–1989, 1990–2009, >2010. Dále na mapě jsou zobrazeny i nejisté výskyty, které dosud nebyly potvrzeny.

V 19. století se Evropa chtěla přiblížit japonským zahradám a pro svou krásu do ní byla zavlečena rostlina křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*; Černý et al. 1998). Křídlatka byla v České republice vysazována jako potrava pro vysokou zvěř. Tato introdukovaná rostlina roste na písčitohlinitých, šterkových půdách nebo na rekultivovaných stanovištích a nevádí jí přítomnost těžkých kovů v půdě, proto se rychle šíří. Křídlatka narušuje původní společenstva a ničí povrch zpevněných ploch jako jsou silnice, železnice, upravené vodní toky a další (Gerber 2014). U postižených míst je potřeba pravidelný monitoring, aby nedocházelo k dalšímu rozmnožování rostliny a k deformaci zpevněných půd. Křídlatky se rozmnožují především vegetativně (Černý et al. 1998), a proto při likvidaci rostliny nebo přemístění zeminy je zapotřebí řádně zkontrolovat, zda se nenachází v půdě oddenky, aby se rostlina nemohla dál šířit.



Obr. 4. Výskyt *Reynoutria japonica* (AOPK ČR © 2020, podkladová data © ČÚZK; upraveno): Na mapě je porovnaný výskyt křídlatky v letech: <1949, 1950–1989, 1990–2009, >2010. Dále na mapě jsou zobrazeny i nejisté výskyt, které dosud nebyly potvrzeny.

V současné době se na území České republiky vyskytuje kolem 2 200 původních druhů vyšších rostlin (*Tracheophyta*, *Cormophyta*). Původní flóru doplňují nepůvodní druhy s počtem 1 378 viz tab. 2, do tohoto počtu se počítají i rostliny, které jsou již na našem území vyhynulé (Křivánek et al. 2006). Známe i celkový počet zdomácnělých druhů na území České republiky, celkem 397 druhů se dokázalo přizpůsobit novým podmínkám bez účasti člověka a 30 druhů je považováno za nebezpečné invazní druhy, které poškozují místní biotop a mohou mít vážné dopady na životní prostředí (Rendeková et al. 2019). Přehled všech invazních druhů ohrožující českou krajinu je v tab. č. 3.

Invazní rostliny	Latinský název	Invazní rostliny	Latinský název
ambrosie peřenolistá	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	netýkavka žláznatá	<i>Impatiens glandulifera</i>
bolševník velkolepý	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	pajasan žláznatý	<i>Ailanthus altissima</i>
borovice vejmutovka	<i>Pinus strobus</i>	pětour malolobý	<i>Galinsoga parviflora</i>
javor jasanolistý	<i>Acer negundo</i>	střemcha pozdní	<i>Prunus serotina</i>
křídlatka česká	<i>Reynoutria × bohemica</i>	topinambur hlíznatý	<i>Helianthus tuberosus</i>
křídlatka japonská	<i>Reynoutria japonica</i>	trnovník akát	<i>Robinia pseudacacia</i>
křídlatka sachalinská	<i>Reynoutria sachalinensis</i>	třapatka dřípátá	<i>Rudbeckia laciniata</i>
kustovnice cizí	<i>Lycium barbarum</i>	vlčí bob mnoholistý	<i>Lupinus polyphyllus</i>
laskavec ohnutý	<i>Amaranthus retroflexus</i>	zlatobýl kanadský	<i>Solidago canadensis</i>
netýkavka malokvětá	<i>Impatiens parviflora</i>	zlatobýl obrovský	<i>Solidago gigantea</i>

Tab. 3. Invazní rostlinné druhy v České republice (AOPK ČR © 2020; upraveno).

3.7 Prevence a likvidace

3.7.1 Projekty a organizace zabývající se biologickými invazemi

V letech 1982 až 1989 se sloučili vědci z různých oblastí životního prostředí, aby zdokumentovali problémy spojené s invazními druhy a odpověděli tím na několik environmentálních otázek (Lockwood et al 2013). V roce 1983 byl Mezinárodní radou vědeckých odborů vytvořen výbor zvaný SCOPE, který se zabývá problémy životního prostředí a který je zaměřený na invazní potenciál (Davis 2009). V roce 1986 byla v rámci SCOPE věnována pozornost invazním rostlinám na území chráněných oblastí po celém světě (Kučera et Pyšek 1997). Shromážděné informace sloužily k vyhodnocení zasažených území. Není jednoznačné, zda postižená oblast souvisí s velikostí rezervace, ale v některých biomech se prokázalo, že plošně větší rezervace jsou méně náchylné být invadovány než maloplošné parky. Další výzkumy poukázaly na fakt, že turismus souvisí s rozšířením invazních druhů a s množstvím návštěvníků roste i plocha zasažení (Kučera et Pyšek 1997).

Další organizace, která byla vytvořena pro přehled biologických invazích, je DAISIE (*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*; Pyšek et al. 2011). Organizace byla založena v rámci Evropské unie z 18 institucí z 15 zemí. Hlavním záměrem bylo popsat všechny invazní druhy v Evropě, vytvořit databázi všech druhů, vyhodnotit trendy a posoudit ekologické a ekonomické dopady (Státní rostlinolékařská správa 2010). Online data všech států v Evropě mohou pomoci pochopit environmentální, sociální či ekonomické faktory zapojené do invazí.

Každá databáze s nepůvodními či invazními druhy je zaměřena na jiné aspekty, kupříkladu NIMPIS (*National Introduced Marine Pest Information System*) je systém, který poskytuje údaje o mořských invazních druzích v Austrálii, NISbase (*Non-Indigenous Species Network*) je síť nepůvodních druhů, která umožňuje prohledávat záznamy ostatních databází podle rodů, druhů nebo zeměpisné oblasti. Existují ekologické databáze zaměřené na evoluční aspekty, informace o geografické poloze, dopady na životní prostředí, genetiku a obchodní cesty. Např. NCBI (*the National Center for Biotechnology Information*) je veřejné úložiště informací o molekulární biologii s informacemi o DNA (Meyerson 2011).

3.7.2 Regulace a likvidace invazních rostlin

Charles Elton se v roce 1958 zaměřil na konkurenční interakce. Rovnocenní konkurenti měli zabránit šíření nepůvodních druhů. Příkladem jsou patagonské lesy na ostrově Isla Victoria v Argentině, kde ekologové zkoumali nepůvodní druhy

borovic. V roce 1925 byly na ostrově vysázeny plantáže nepůvodních jehličnatých stromů. Avšak v parku Nahuel Huapi se nevyskytovala žádná nepůvodní dospělá borovice, až na malé nalezené semenáčky. Pokud se vysadil jedinec borovice mezi ostatní stromy, tak značnou konkurenční schopnost ostatních nepřežil, protože většina biomasy v lesních společenstvech pocházela z dlouho žijících druhů s mnoha potomky a pomalý proces změny mohl přispět k odolnosti proti invazím (Simberloff et al. 2002, Lockwood et al. 2013). Podobné výsledky měly i další výzkumy v travních porostech. Větší šanci na konkurenční interakci mají rostliny, které zabírají většinu povrchu půdy a mají všechno světlo pro sebe (Hobbs et Huenneke 1992, Lockwood et al. 2013).

Likvidace rostlin může být mechanická, chemická nebo kombinovaná. Aby odstranění nežádoucích invazních rostlin bylo úspěšné, je potřeba používat pracovní postupy pro každý druh zvlášť. Hodnotí se především způsob rozmnožování a životní stádium rostlin (Státní rostlinolékařská správa 2010), poté se zvolí takový postup, aby likvidace nežádoucích druhů byla maximální, ale zároveň neohrozila ostatní vegetaci (Černý et al. 1998).

Mechanická likvidace je velmi náročná, protože se rostliny vytrhávají i s kořeny. Aby bylo odstranění úspěšné, musí být aplikace několikaletá. I přesto se vegetativně množící rostliny mohou šířit dál v půdě a u některých rostlin semena přežívají i několik let (Státní rostlinolékařská správa 2010). Pokud nelze aplikovat herbicidy, tak tento druh likvidace přinejmenším zpomalí invazi. Mechanická likvidace je významná především u jednoletých rostlin, např. netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*). U rostlin rozmnožujících se semeny je potřeba zasáhnout v době kvetení, než rostlina uvolní semena do půdy. Za mechanickou likvidaci se považuje pastva, sečení, vytrhávání, kroužkování (především u stromů), řez a kácení. U některých rostlin, např. bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) je zapotřebí přesekávat kořeny rýčem nebo jinými ostrými nástroji, ostatní metody rostlinu jen oslabí, ale zaručeně nezahubí (Státní rostlinolékařská správa 2010). Vždy se doporučuje střídat metodu mechanickou s metodou chemickou (Pergl et al. 2014).

Chemické metody se v některých případech nedají použít z důvodu ochrany vod a chráněných území. Herbicidů je více druhů podle způsobu, množství a druhu použití. Vždy po aplikaci chemických postřiků je potřeba monitoring zasaženého území a jeho okolí (Černý et al. 1998). Existuje několik metod chemického postřiku, např. bodový a plošný. Nátěr na listy je šetrnější, minimalizuje zasažení okolní vegetace a zmírňuje negativní následky herbicidů. Aplikace chemického postřiku může být komplikována počasím, především srážkovými a povětrnostními

podmínkami (Pergl et al. 2014). Aby odstranění nežádoucích druhů bylo úspěšné, je zapotřebí načasovat vhodnou techniku odstranění ve správnou dobu a doplnit ji chemickým ošetřením. U některých rostlin může hrozit odolnost vůči herbicidům, proto se zasažené místo neustále kontroluje a likvidace opakuje.

Větší opatrnost se musí věnovat odstranění biomasy, především aby nevznikala další napadená místa. Biomasa se buď odveze na určené místo anebo se zakryje mulčem. U vegetativně rozmnožujících se rostlin, např. křídlatky japonské (*Reynoutria japonica*), je zapotřebí sledovat přesuny půdy, aby oddenky nezůstávaly v zemině a znovu nezačaly produkovat další společenstva (Černý et al. 1998). Po likvidaci a odvozu nepůvodních druhů je zapotřebí zajistit obnovu místní vegetace. Po odstranění nežádoucích druhů se zasažené plochy stále kontrolují (Pergl et al. 2014).

Eradikace je eliminace všech jedinců jednoho druhu a zároveň je to nástroj, který umožňuje předcházet dopadům způsobených nežádoucími nepůvodními organizmy (Genovesi 2011). Je mnohem náročnější provést úspěšnou eradikaci u rostlin než u zvířat. Tato metoda zajišťuje úplné a trvalé odstranění všech volně žijících populací rostlin, případně eradikace ohnisek výskytu (Státní rostlinolékařská správa 2010). První eradikace byla prováděna spíše pro prevenci zdravotních rizik pro lidi a hospodářská zvířata než pro ochranu životního prostředí. Až po roce 1980 se začaly likvidace nepůvodních druhů provádět pro účely ochrany biologické rozmanitosti. Není snadné eradikovat velkoplošné rezervace, především z důvodu vysokých finančních nákladů. Pokud byla eradikace úspěšná, jednalo se téměř vždy o počáteční invazi odhalenou ve velmi časném stádiu (Usher 1988; Kučera et Pyšek 1997). Příkladem úspěšné likvidace je mořská řasa lazucha tisolistá (*Caulerpa taxifolia*) z laguny Agua Hedionda v jižní Kalifornii (Genovesi 2011).

4 Výzkum

4.1 Charakteristika studijního území

Dendrologická zahrada v Průhonicích u Prahy je pokusným pracovištěm Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví. Zde byly v roce 2014 založeny smíšené trvalkové výsadby pro stinná a polostinná stanoviště do předem připravené odplevelované plochy. Stinným a polostinným záhonům předcházely smíšené trvalkové záhony pro slunná a suchá stanoviště s vyšším stupněm autoregulace a extenzivní údržbou založené v letech 2006–2010 (Baroš et al. 2017).

Základní parametry stinných záhonů jsou míra zastínění, vláha, kořenový prostor, půdní typ, reliéf a mikroklima stanoviště (Baroš et al. 2017), ale záleží i na biotické složce nebo na vlivu člověka (Chytrý 2007). Všechny tyto parametry ovlivňují, jaké druhy mohou být na záhonech vysazovány, jak kvalitně budou rostliny růst, kvést a rozmnožovat se. Klíčová je také architektura kořenového systému dřevin, která se v průběhu let mění. V substrátu nebo v půdním profilu musí být hojně vzduchu, živin a dostatek místa pro růst kořenů. V parcích a městských podmínkách je často půda udusaná a rostliny těžko zakořeňují (Baroš et al. 2017).

Před založením nových okrasných záhonů bylo důležité vhodně zvolit druhy bylinného patra z důvodu deficitu světla. Zastíněný prostor by měl vyhovovat novým nepůvodním rostlinám, které tolerují částečně nebo úplně zastíněné stanoviště. Stín v trvalkových výsadbách vždy vytváří dřeviny, světlo během dne může projít skrz listy či jehlice. Nejedná se o technický stín vytvořený stavbami, kde by byly rostliny závislé jen na rozptýlené světlo. Byliny mohou také čerpat rozptýlené světelné záření z odrazu od kapek vody nebo aerosolů v atmosféře. V průběhu roku se z důvodu změny ročních období mění zastínění – opadavé stromy shodí listy, během roku je různý úhel dopadu slunečních paprsků a trvalkám každé světelné záření pomůže k růstu a vývoji. Zastínění se mění v průběhu let, kdy dřeviny rostou a stárnou, na základě toho je možné zastínění do budoucna předvídat (Baroš et al. 2017). Rostlinám lze ke světlu pomoci tím, že u vybraných dřevin se spodní větve odstraní a umožní se tím lepší prostupnost světla. Odstranění částí stromu by nemělo nijak strom poškodit a ovlivnit jeho funkci a stabilitu prostředí (Mathur 2002).

Dostatečná vlhkost je dalším důležitým faktorem pro růst a vývoj rostlin. Hustota a výška koruny stromu, stav olistění, druhy stromů, kořenový prostor nebo konkurence ostatních rostlin může ovlivňovat míru vlhkosti na stanovišti. Dostatečná

vlhkost je pro zasazené trvalky v podrostu náročnější z důvodu prorostlého kořenového systému dřevin, zároveň koruny stromů zabraňují prostupnosti dešťových kapek. Teprve po dostatečném nasycení vrchního patra se dešťové srážky dostávají do bylinného patra. Při mírném a krátkém dešti se voda nedostane do nižších pater a trvalky získají méně vlhkosti než rostliny na otevřeném stanovišti (Baroš et al. 2017).

Aby rostliny byly úspěšné, je potřeba mít také kvalitní půdní podmínky. Předpokladem pro kvalitní půdu je struktura, vzduch, dostatek pórů, živiny a prostor. Trvalky, které se vysadí s mladšími dřevinami, mají větší šanci na kvalitnější půdu, to ale neznamená v podrostu starších dřevin špatné podmínky. Informace o kvalitě půdy je známá z předchozí historie sázení anebo průzkumem kvality půdními sondami. V našich klimatických podmínkách dochází v průběhu ročních období k opadávání částí stromů (především na podzim listů, šišek nebo jehlic), a tím se přirozeně vytváří živiny a zkvalitňují půdní horizont. V opadu se dále vyskytují bezobratlí živočichové a s dalšími organizmy zásobují půdu humusovými látkami (Baroš et al. 2017). Opad z jehličnatých druhů dřevin má vyšší obsah poměru uhlíku k dusíku a rozkládá se pomaleji než listový opad, rozložitelnost je také ovlivněna půdním typem, vlhkostí a klimatem (Baroš et Martinek 2018).



Obr. 5. Trvalkové záhony v podrostu dřevin v Dendrologické zahradě Průhonice.

4.2 Metodika

4.2.1 Experimentální plochy a sběr dat

Výzkum probíhal na experimentálních plochách v Dendrologické zahradě v Průhonících (GPS 50,0079N; 14,5678E). Jednotlivé experimentální plochy (záhony), založené v roce 2014, byly náhodně rozmístěny bez statistického designu v podrostu listnatých i jehličnatých dřevin – borovice lesní (*Pinus sylvestris*), borovice černá (*Pinus nigra*), borovice tuhá (*Pinus rigida*), bříza užitečná (*Betula utilis*), bříza bělokorá (*Betula pendula*), dub letní (*Quercus robur*), jírovec lysý (*Aesculus glabra*), lípu malolistou (*Tilia cordata*) a javor klen (*Acer pseudoplatanus*). Záhony byly zakládány primárně jako okrasné, extenzivní, bez osazovacího plánu. Vysazené druhy byly začleněny do funkčních skupin – solitéry, skupinové druhy, pokravné a vtroušené (Baroš et al. 2017). Záhony byly zakládány vždy ve dvou opakováních kromě záhonů 11A, 11B, 12A, 12B, u kterých byla data posuzována zvlášť. Každý záhon je osázen jiným společenstvem druhů, přičemž některé druhy se v různých záhonech mohou opakovat. K výsadbě byly použity čisté botanické druhy i zahradnické kultivary, seznam všech vysazených druhů je v příloze 1.

Extenzivní stinné záhony vyžadují určitou údržbu, i když jen minimální. Údržba zahrnuje odstranění stařiny, pletí zhruba 3x ročně, zálivku a mulčování (Baroš et al. 2017). Závlaha je prováděna pouze bezprostředně po vysazení. Další managementová opatření jsou zaváděna především pro udržení estetičnosti výsadeb. Extenzivní údržba zahrnuje odstraňování stařiny v jarním období před rozkvetem prvních druhů, odstraňování opadu a pletí obecně známých druhů jako jsou pampelišky (*Taraxacum spp.*) či sedmikráska chudobka (*Bellis perennis*). Baroš et al. 2017 v certifikované metodice trvalkových výsadeb popisuje náklady, které jsou v podstatě stejné jako u podobných typů trvalkových záhonů. Nejvíce finančně náročná je příprava stanoviště v kořenovém prostoru. Cena za přípravu se pohybuje zhruba okolo 850,- Kč bez DPH za 1 m².

Sběr dat probíhal na přelomu května a června roku 2019. Každý záhon byl rozdělen na dvě části – snímky (celkem 52 snímků). V každém snímku byly zaznamenány všechny taxony včetně kultivarů, zároveň byla zaznamenávána procentuální pokrývnost druhů (současná abundance), která byla porovnána s abundancemi při výsadbě (iniciální abundance).

4.2.2 Statistická analýza dat

Pro stanovení míry přežívání bylo použito skóre první ordinační osy z výsledku kanonické korespondenční analýzy (CCA). Tato metoda kvalifikuje vztahy mezi dvěma proměnnými a kombinuje mnohorozměrné regrese k získání lineární kombinace proměnných a vystihuje inerci ordinačních skóre (Haruštiaková et al. 2012). Tyto hodnoty byly následně standardizovány na rozsah 0–1 (odečtením minimální hodnoty z každého záhonu od skóre první kanonické osy a vydělením rozsahem pro každý záhon = $\frac{(\text{vzdálenost od 1.kan.osy} - \text{min})}{\text{rozsah}}$). Analýza byla provedena v programu Canoco 5 (Šmilauer et Lepš 2003).

Přežívání druhů je znázorněno dle rozdělení podle hodnoty standardizovaného skóre, a to následovně:

Hodnoty	Přežívání druhů
0	Nepřežily nebo výrazně snížily svou iniciální pokrývnost
0,003–0,099	Velmi špatné
0,1–0,499	Špatné
0,5–0,899	Úspěšné
0,9–0,999	Velmi úspěšné
1	Skvělé

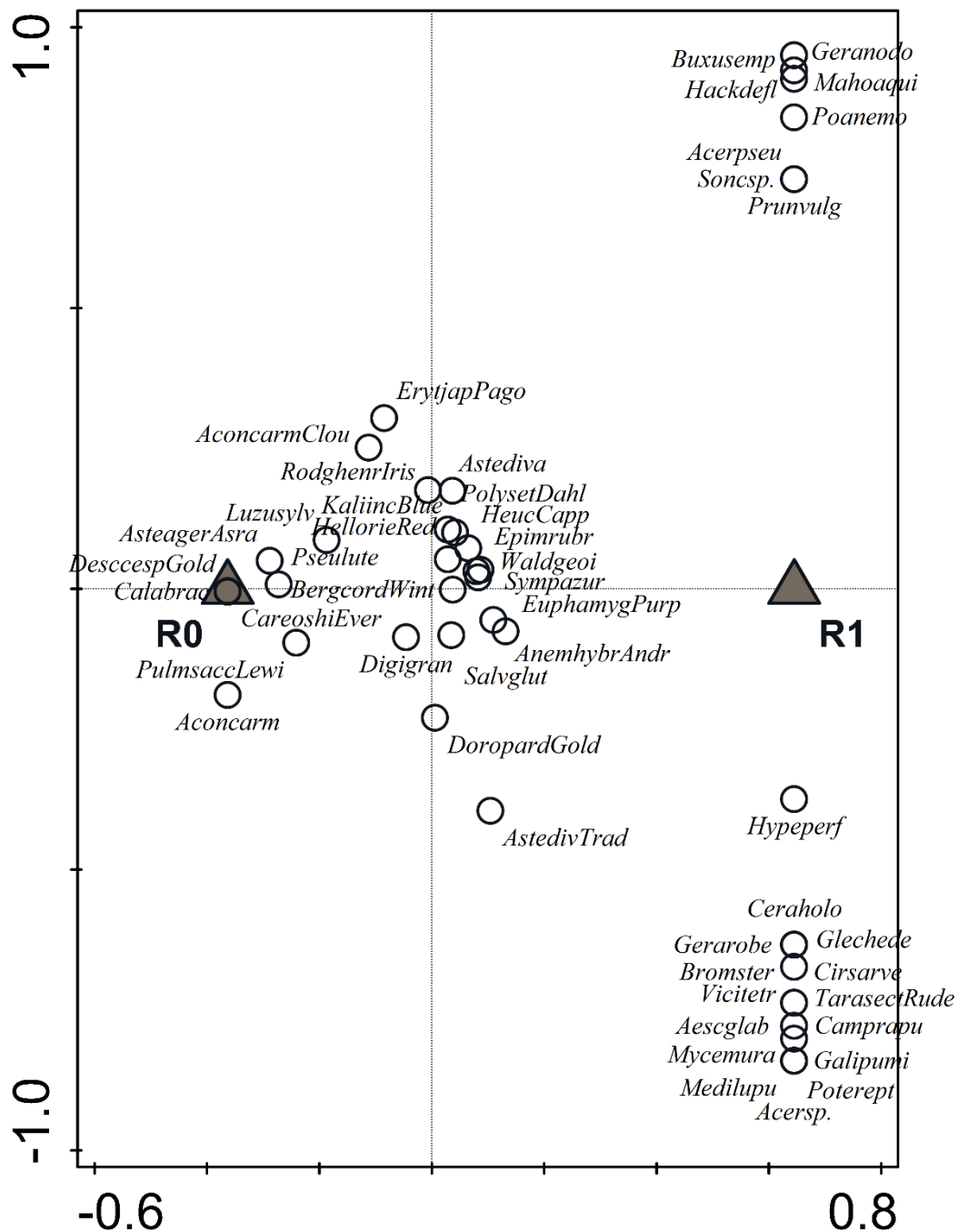
4.3 Výsledky

Iniciální výsadby obsahovaly 196 taxonů (viz příloha 1). Po pěti letech bylo zaznamenáno 283 taxonů. Celkem 134 taxonů kolonizovalo pokusné výsadby z širšího okolí, přičemž nových taxonů bylo zaznamenáno 107 (viz příloha 1). Průměrně bylo vysázeno na jeden záhon 18 taxonů (min. 9, max. 29) a po pěti letech se na záhonech vyskytovalo průměrně 29 taxonů (min. 14, max. 43). Největší změna nastala v záhoně 5A, kde se zvýšil počet taxonů o 26 a naopak nejmenší změna je v záhoně 10B, kde přibyly pouze 2 taxony. Ve všech záhonech se počet taxonů zvýšil, pouze v záhoně 13B se snížil o 7 taxonů. Počet vysazených taxonů na záhon v porovnání s výskytem taxonů po pěti letech ukazuje tab. 4.

Záhon	Stav taxonů 2014	Stav taxonů 2019	Rozdíl
1A	23	33	10
1B	24	29	5
2A	24	43	19
2B	24	33	9
3A	19	34	15
3B	19	28	9
4A	9	20	11
4B	9	26	17
5A	16	42	26
5B	16	32	16
6A	12	15	3
6B	11	16	5
8A	12	29	17
8B	12	23	11
9A	12	33	21
9B	13	19	6
10A	12	21	9
10B	12	14	2
11A	21	35	14
11B	26	37	11
12A	20	40	20
12B	25	37	12
13A	28	36	8
13B	29	22	-7
14A	22	31	9
14B	23	34	11
Průměr	18	29	

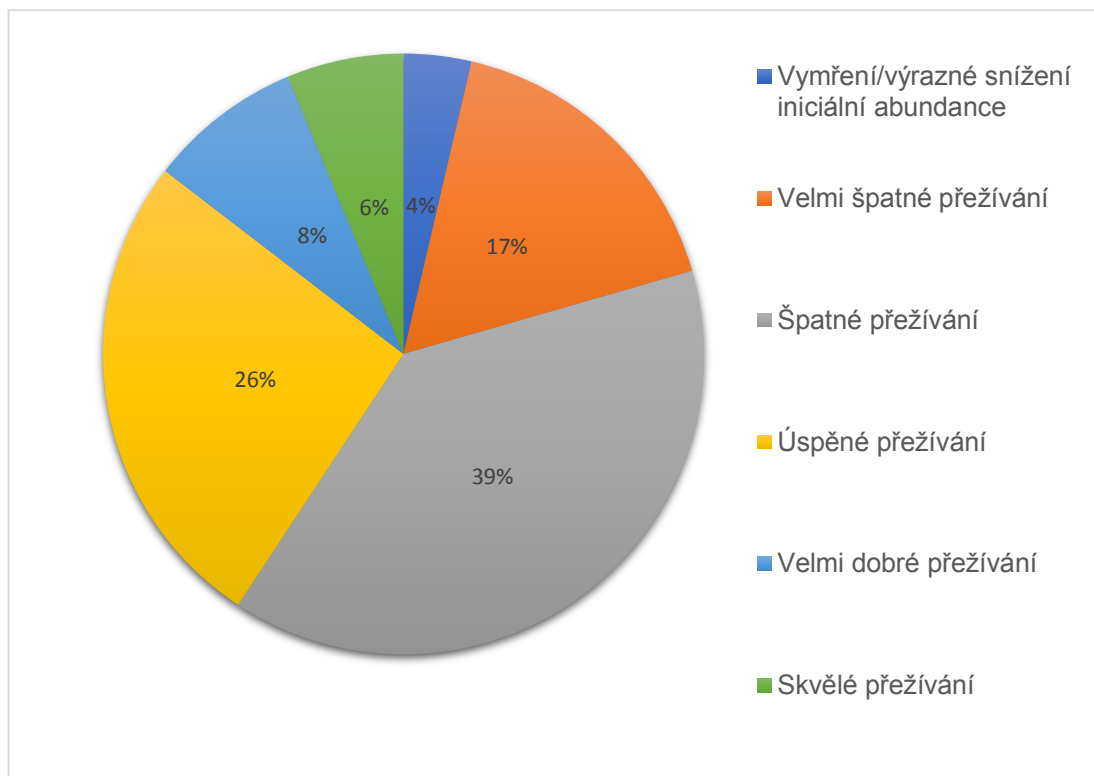
Tab. 4. Počet taxonů v záhonech v letech 2014 a 2019.

Kanonická korespondenční analýza znázorňuje změnu přežívání taxonů v jednotlivých záhonech (viz příloha 18–32). Rostlinné taxony, které snížily svoji abundanci v čase a následně vymizely nebo přežívají jen v několika málo jedincích, mají hodnoty standardizovaného skóre blízké nule. Jedná se např. o *Aster frikartii*, *Hemerocallis lilioasphodelus*, *Phuopsis stylosa*, *Prunella grandiflora* aj. Druhy, které výrazně zvýšily svoji abundanci v čase nebo nově kolonizovaly pokusné záhony mají standardizované skóre blízké jedné. Jedná se např. o *Physalis alkekengi*, *Daucus carota*, *Heracleum sphondylium*, *Sambucus nigra*, *Veronica persica* aj. Kompletní seznam standardizovaného skóre pro všechny nalezené druhy je uveden v příloze 2.



Obr. 6. Kanonická korespondenční analýza (CCA) přežívání rostlinných taxonů v záhoně č.1. Osa X znázorňuje přežívání a osa Y znázorňuje rozdíly lineárních kombinací u mnohorozměrných regresí. Kolem centroidu R0 se nacházejí taxony, které byly vysazeny, ale vymizely nebo se výrazně snížilo jejich zastoupení. Taxony na úrovni R1 zvýšily svoji abundanci nebo byly v záhoně nově nalezeny.

Přežívání 21 % vysazených rostlin bylo hodnoceno jako velmi špatné (standardizované skóre <0,099). Na druhou stranu, přežívání 14 % rostlin bylo hodnoceno jako velmi úspěšné. Tyto taxony mohou být dominantní i pro další období (standardizované skóre >0,9; viz graf 1).



Graf 1. Přežívání taxonů. Taxony, které vymizely nebo výrazně snížily svou iniciální abundanci mají standardizované skóre 0, Druhy s velmi špatným přežíváním mají hodnoty 0,003–0,099. Špatné přežívání 0,1–0,499. Pro úspěšné druhy byla hodnota stanovena mezi 0,5–0,899. Místní podmínky jsou velmi dobré pro druhy se standardizovaným skóre mezi 0,9–0,999. Velmi dobré přežívání se sklony k dominanci mají druhy se skóre 1.

V záhonech č. 3, 11, 13, 14 se za sledované období průměr abundance téměř nezměnil, naopak v ostatních záhonech (1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10 a 12) lze sledovat za určitou dobu vzrůstající průměr abundance (viz tab. 5). Některé druhy převládající v roce 2014 si svou dominanci udržely až do roku 2019 (*Epimedium rubrum*, *Vinca minor*, *Epimedium pubigerum* aj. viz tab. 6). U taxonů *Galium odoratum*, *Geranium cantabrigiense*, *Euphorbia robbiae*, *Vinca minor*, *Campanula rapunculoides*, *Lithospermum purpureocaeruleum*. se za sledované období abundance zvýšila o více jak 30 %. Z těchto taxonů byly vybrány vysazené nepůvodní taxony, vykazující velmi dobré nebo skvělé přežívání se schopností tvořit dominantu. Tyto taxony byly klasifikovány jako potenciálně invazní druhy. Jedná se o *Geranium cantabrigiense* a *Euphorbia robbiae*.

Číslo záhonu	Průměr abundance 2014 [%]	Průměr abundance 2019 [%]	Rozdíl
1	4,34	1,69	2,66
2	4,00	2,33	1,67
3	5,26	5,02	0,24
4	11,11	4,56	6,55
5	6,25	3,19	3,06
6	8,71	5,77	2,94
8	8,33	3,10	5,24
9	8,01	4,74	3,27
10	8,33	6,00	2,33
11	4,34	3,65	0,70
12	4,68	2,19	2,49
13	3,34	2,44	0,90
14	4,45	3,51	0,93

Tab. 5. Průměr pokryvnosti jednotlivců na záhon v letech 2014 a 2019.

Číslo záhonu	Dominantní taxony 2014	% zastoupení dominantního taxonu 2014	Dominantní taxony 2019	% zastoupení dominantního taxonu 2019
1	Epimedium rubrum	11	Doronicum pardaliaches, Epimedium rubrum	10
2	Erythronium japonicum	10	Galium odoratum	45
3	Pseudofumaria alba	14	Euphorbia robbiae	70
4	Vinca minor	26	Vinca minor	60
5	Epimedium pubigerum, Geranium ibericum x gracile, Luzula nivea	12	Epimedium pubigerum, Aster divaricatus	20
6	Erica sp.	34	Viola odorata	45
8	Aquilegia canadensis	17	Campanula rapunculoides	65

9	Erica sp.	24	Tanacetum corymbosum	30
10	Salvia nemorosa, Geranium cantabrigiense , Viola odorata, Viola sororia	12	Geranium cantabrigiense	50
11	Erythronium japonicum	9	Galium odoratum	30
12	Viola odorata	12	Centaurea montana	40
13	Oxalis adenophylla	21	Phlomis russeliana	20
14	Aster divaricatus, Lithospermum purpurocaeruleum , Nepeta racemosa, Geranium sanguineum	7	Lithospermum purpurocaeruleum	50

Tab. 6. Dominance taxonů v jednotlivých záhonech. Zvýrazněné druhy dominovaly jak v roce 2014, stejně tak svou dominanci udržely až do roku 2019. Červené zvýraznění značí vzrůst abundance o více jak 30 %.

5 Diskuze

Tato práce je zaměřena na změny abundance a přežívání původních a nepůvodních okrasných trvalek v polostínu a úplném zastínění v Dendrologické zahradě v Průhonicích. Výsledkem, po pěti letech sledování, je dobré přežívání bez větších zásahů u 40 % pozorovaných druhů. Některé druhy mohou být potenciálně invazně problematické, především druhy, které mají velmi dobré přežívání (skóre > 0,9; 14 %), snadno se šíří či jsou schopné tvořit dominantu.

Nicméně, díky použitému metodickému postupu (viz kapitola 4.2.) mají vysoké hodnoty přežívání jednak taxony, které byly vysazeny a zvýšily svoji pokryvnost, ale také taxony, které kolonizovaly pokusné záhony z okolí či z jiných pokusných záhonů. Je nutné zmínit, že s určitou pravděpodobností mohou některé druhy vymizet a následně rekolonizovat záhon z jiného záhonu, kde byl daný taxon rovněž vysazen. Na základě nasbíraných dat není možné tuto situaci vyloučit.

Rychlé šíření umožnilo některým taxonům vytvořit velké populace a 134 druhům se podařilo kolonizovat z externích prostor do pozorovaného areálu. Mezi úspěšné původní taxony, které nebyly vysazeny, ale kolonizovaly experimentální plochy s velmi dobrým výsledkem, patří např. *Daucus carota*, *Heracleum sphondylium*, *Sambucus nigra* a *Trifolium pratense*. Nepůvodní kolonizátoři jsou taxony, které nebyly vysazeny, např. *Veronica persica*, *Symphoricarpos albus* aj. Tyto taxony jsou v našich podmínkách již naturalizovány a pomocí experimentu se rozšíření těchto taxonů zlepšuje. Lze předpokládat, že druhy, které měly dobré přežívání, konkurovaly těm méně úspěšným a ovlivňovaly rychlost růstu slabší populace (Gurevitch 2011).

Mezi kolonizátory patří také úspěšné nepůvodní taxony s iniciální pokryvností (dle míry přežívání), např. *Physalis alkekengi* aj. Po pěti letech od výsadby tyto taxony zvýšily svou abundanci nebo úspěšně kolonizovaly do jiných záhonů. Mezi úspěšné původní taxony (s iniciální pokryvností) jsou řazeny *Campanula rapunculoides*, *Fragaria vesca*, *Campanula trachelium* *Duchesnea indica*, které zvýšily jsou iniciální pokryvnost a šíří se napříč ostatními záhony.

Velmi špatné přežívání (standardizované skóre 0) mají např. *Aster frikartii*, *Hosta* 'Frances Williams' nebo *Prunella grandiflora*. Těmto druhům mohl vadit kyselý opad z borovic či jiných stromů. Další faktory, které mohly ovlivnit špatné přežívání, jsou světelné podmínky, vláhové podmínky a půdní podmínky (struktura, vzduch, dostatek pórů, živiny a prostor pro růst kořenů; Baroš et al. 2017). Přežívání může ovlivnit i styl výsadby nebo rychlé vegetativní a generativní rozmnožování, rychlý růst a schopnost přežít v nepříliš ideálních podmínkách (Holt 2011). Pro některé druhy jsou lokální

podmínky nevhodné, ale pro konkurenci mohou tyto faktory přispět k rozšíření své populace.

V roce 2014 se nepředpokládalo, že by zde probíhal výzkum smíšených trvalkových záhonů, a proto trvalky byly vysazeny jen pro okrasné účely v podrostu různorodých dřevin nebo více skupin dřevin bez osazovacího plánu. Trvalkové záhony jsou po zahradě rozmístěné bez statistického designu, některé záhony jsou vedle sebe, ale není to pravidlem, proto každé stanoviště může mít jiné podmínky. Výsledky mohou být ovlivněny např. mírou zastínění, půdní skladbou nebo opadem, který ovlivňuje celkovou vitalitu. Výsadby smíšených trvalek jsou založeny na vyšší schopnosti autoregulace než u klasického trvalkového záhonu. Avšak uměle založená stanoviště ztrácejí schopnost udržet rovnováhu mezi jednotlivými složkami.

Od počátku na záhonech chybí experimentální design, ale díky dlouhodobému pozorování a velkému množství dat jsou designové nedokonalosti vyplněny a vynahrazují nedokonalosti v experimentu. Navíc taxony se mohou chovat více přirozeně a splňují i další funkce než tu experimentální. Optimální stanoviště pro experimentální výzkum trvalek by bylo s jednou skupinou dřevin a jasně daným osazovacím plánem, zároveň by měly mít záhony stejné vláhové i půdní podmínky, které je možné přiblížit tím, že záhony by byly založeny vedle sebe. Do záhonů by se nemělo během výzkumu zasahovat, nicméně každý záhon potřebuje alespoň základní péči. Tato drobná údržba, např. odstranění stařiny, pletí zhruba 3x ročně a zálivka (Baroš et al. 2017), není na škodu a studii téměř neovlivňuje.

Pro dokončení kompletní studie je zapotřebí zjistit, jaký vliv mají vlastnosti (rychlé vegetativní a generativní rozmnožování, rychlý růst a schopnost přežít v nepříliš ideálních podmínkách; Holt 2011) na přežívání. Výzkum by pokračoval u každého druhu zvlášť, a to měřením výšky, specifické listové plochy a zjištěním, jakým způsobem se rozmnožuje. Poté lze posoudit, zda jsou nově vysazené rostliny schopna stát se invazními v lokálních podmínkách (Herben 1998).

Výsledky je možné uplatnit při zakládání nových květinových záhonů v městské zástavbě, zlepšit tím životní prostředí a ušetřit nejen finanční prostředky. Předpokládá se, že po zkušenostech s trvalkovými záhony stoupne zájem o zakládání záhonů s celkově menšími finančními náklady než doposud, protože do stávajících květinových záhonů by se mohly zařadit nové druhy, které nejsou tolik náročné na údržbu a vydrží déle než jedno období, navíc záhon neztrácí na atraktivitě po celý rok.

6 Závěr a přínos práce

Výzkum se zabývá charakteristikou stinného stanoviště pro smíšené trvalkové výsadby a zároveň přežívání rostlinných druhů v těchto podmínkách. Těmto záhonům předcházely smíšené trvalkové záhony pro slunná a suchá stanoviště s vyšším stupněm autoregulace a extenzivní údržbou založené v letech 2006–2010. V obou případech lze výzkum opakovat a porovnávat výsledky z minulých let, protože plánovaná životnost výsadeb je 15 let. Zakládání trvalkových záhonů přispěje k zachování stability v městských zástavbách, kde může květinový design zpříjemnit život v urbánních prostorech. Cílem výzkumu bylo zjistit, které nepůvodní druhy přežijí v místních podmínkách a zároveň neovlivní invazním charakterem původní flóru.

Po pěti letech výsadby na trvalkových stinných záhonech kolonizovalo z okolí 134 taxonů. Neúspěšné přežívání je pozorováno u 21 % vysazených druhů a 14 % rostlinných taxonů má přežívání na velmi dobré úrovni. S rostlinnými taxony lze pracovat i nadále – zda se u neúspěšných taxonů sníží pokryvnost natolik, že by hrozilo jejich vymizení a u úspěšných lze pozorovat, zda se mohou stát invazními. Pokud by se experiment měl opakovat, bylo by vhodné eliminovat nejrozšířenější druhy, které jsou nežádoucí a zkreslují výsledky vysazených taxonů. Mezi takové taxony se řadí nativní druhy např. *Acer platanoides*, *Poa annua*, *Luzula pilosa* a další.

7 Přehled literatury a použitých zdrojů

7.1 Odborné publikace

Baroš A., Barošová I., Pešíčková R., 2017: Smíšené trvalkové výsadby pro stinná a polostinná stanoviště. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v.v.i., Průhonice. 88 s.

Blackburn M.T., Pyšek P., Bacher S., Carlton T.J., Duncan P.R., Jarošík V., Wilson R.U.J., Richardson M.D., 2011: A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26. 333–339. (online) [cit.2020.01.20], dostupné z <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>>.

Clements D.R., Ditommaso A., 2010: Climate change and weed adaptation: can evolution of invasive plants lead to greater range expansion than forecasted?. *European Weed Research Society Weed Research* 51. 227–240. (online) [cit. 2020.03.29], dostupné z <<https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00850.x>>.

Darwin Ch., 1859: *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. John Murray, London. 491 s. (online) [cit. 2020.03.03], dostupné z <<http://darwin-online.org.uk/content/frame?itemID=F373&viewtype=text&pageseq=1>>.

Davis M.A., 2009: *Invasion Biology*. Oxford University Press Inc., New York. 244 s.

Dehnen-Schmutz K., 2011: Determining non-invasiveness in ornamental plants to build green lists. *Journal of Applied Ecology* 48 (2011). 1374–1380. (online) [cit. 2020.03.18], dostupné z <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2011.02061.x>>.

Dehnen-Schmutz K., Touza J., Perrings Ch., Williamson M., 2007: The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain. *Society for Conservation Biology* 21. 224–231. (online) [cit. 2020.01.12], dostupné z <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2006.00538.x>>.

di Castri F., 1989: History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In: Drake J.A., Mooney H.A., di Castri F., Groves R.H., Kruger F.J.,

- Rejmánek M., Williamson M. (eds.): *Biological Invasions: A Global Perspective*. John Wiley & Sons, Chichester. 1–30.
- Dukes J., 2011: Climate change. In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 113–117.
- Forman T.T., 2016: Urban ecology principles: are urban ecology and natural area ecology really different?. *Landscape Ecology* 31. 1653–1662. (online) [cit.2020.03.09], dostupné z <<https://doi.org/10.1007/s10980-016-0424-4>>.
- Freckleton R.P., Dowling P.M., Dulvy N.K., 2006: Stochasticity, nonlinearity and instability in biological invasions. In: Cadotte M.W., Mahon S.M. M.C., Fukami T. (ed.): *Conceptual ecology and invasions biology: reciprocal approaches to nature*. Springer, Dordrecht. 125–146.
- Genovesi P., 2011: Eradication. In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 198–203.
- Gerber E., 2014: Křídlatky. In: Nentwig W. (ed.): *Nevítaní vetřelci*. Academia, Praha. 31–38.
- Groves R. H., 1998: Recent incursions of weeds to Australia. *CRC for Weed Management Systems Technical Series* 3. 1–74.
- Gurevitch J., 2011: Competition, plant. In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 122–125.
- Haruštiaková D., Jarkovský J., Littnerová S., Dušek L., 2012: *Vícerozměrné statistické metody v biologii*. Akademické nakladatelství CERM, Brno. 111 s. (online) [cit. 2020.03.14], dostupné z <https://www.iba.muni.cz/res/file/ucebnice/jarkovsky-vicerozmerne-statisticke-metody.pdf?fbclid=IwAR0AUaDN2eGnVONz1a_38WseLUXbk6RyPh5kJbNh4hfdFWR8XT0kA5VEQaE>.
- Helsen K., Hagenblad J., Acharya K.P., Brunet J., Cousin S.A.O., Decocq G., De Frenne P., Kimberley A., Kolb A., Michaelis J., Plue J., Verheyen K., Speed J.D.M., Graae B.J., 2019: No genetic erosion after five generations for *Impatiens glandulifera* populations across the invaded range in Europe. In:

BMC Genetics 20. (online) [cit.2020.01.09], dostupné z
<<https://doi.org/10.1186/s12863-019-0721-4>>.

Henderson S., Dawson T.P., Whittaker R.J., 2006: Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography* 30. 25–46.

Herben T., 1997: Jakou roli hraje rostlinné společenstvo v úspěšnosti invaze cizího rostlinného druhu?. In: Pyšek P., Prach K. (eds.): *Invazní rostliny v české flóře*. *Zprávy České Botanické Společnosti* 32, Praha. 7–12.

Hitchmough J., 2011: Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. Issue 4. 380–382. (online) [cit.2020.01.09], dostupné z
<<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.017>>.

Hobbs R.J., Huenneke L.F., 1992: Disturbance, diversity, and invasion: implication for conservation. *Conservation Biology* 6. 324–337.

Hobhouse P., 1988: *Gardern Style*. Frances Lincoln Ltd., London. 216 s.

Holt J.S., 2011: Weeds. In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 692–698.

Chytrý M. (ed.), 2007: *Vegetace České republiky. Travinná a keříčková vegetace*. Academia. Praha. 526 s.

Chytrý M., Pyšek P., 2009a: Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. In: *Živa* 1/2009. (online) [cit.2019.09.25], dostupné z <<http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/kam-se-siri-zavlecene-rostliny-1-rozdily-v-invadov.pdf>>.

Chytrý M., Pyšek P., 2009b: Kam se šíří zavlečené rostliny? 2. Rozdíly v invadovanosti velkých území. In: *Živa* 2/2009. (online) [cit.2019.09.25], dostupné z <<https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/kam-se-siri-zavlecene-rostliny-2-invadovanost-a-in.pdf>>.

Inderjit, 2011: Allelopathy, In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 16–17.

Ireland K.B., Klinken R., Cook D.C., Logan D., Jamieson L., Tyson J.L., Hulme P.E., Worner S., Eckehard G., Bockerhoff E.G., Fletcher J.D., Rodoni B., Christopher M., Ludowici V.A., Bulman L., Teulon D., Crampton K.A., Hodda

- M., Paini D., 2020: Plant Pest Impact Metric System (PPIMS): Framework and guidelines for a common set of metrics to classify and prioritise plant pests. *Crop Protection* 128. (online) [cit.2020.01.09], dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105003>.
- Jehlík V., Dostálek J., Frantík T., 2019: Alien plants in Central European river ports. *NeoBiota* 45. 93–115. (online) [cit.2019.09.25], dostupné z <https://doi.org/10.3897/neobiota.45.33866>.
- Kircher W., Messer U., 2001: Exotic Perennials and the Insect World. Evaluating the Meaning of a Plant's Origin for the local Fauna. *Yearbook 2001*. 29–35.
- Křivánek M., Pyšek P., Sádlo J., Mandák B., 2006: Cormophyta – vyšší rostliny. In: Mlíkovský J., Stýblo P.: *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha. 28–33. (online) [cit.2019.09.25], dostupné z <http://invaznidruhy.nature.cz/res/archive/154/020207.pdf?seek=1394010420>.
- Kučera T., Pyšek P., 1997: Invazní druhy ve flóře rezervací – současný stav znalostí u nás a ve světě. In: Pyšek P., Prach K. (eds.): *Invazní rostliny v české flóře*. Zprávy České Botanické Společnosti 32, Praha. 81–94.
- Klotz S., Kühn I., Durka W., 2002: Bioflor – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38.1–334.
- Lever Ch., 2011: Acclimatization societies, In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 1–4.
- Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P., 2013: *Invasion Ecology*. Wiley-Blackwell, Chichester. 444 s.
- Lososová Z., Chytrý M., Pyšek P., 2018: Známe odpověď na Darwinovu naturalizační hádanku?. *Živa* 5/2018. 229–230. (online) [cit.2019.10.15], dostupné z <http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/zname-odpoved-na-darwinovu-naturalizacni-hadanku.pdf>.
- Mathur N., 2002: *Plants for places*. DK Publishing, Inc., New York. 578 s.

- Meyerson L., 2011: Databases, In: Simberloff D., Rejmánek M.: Encyclopedia of biological invasion. University of California Press, Los Angeles. 145–147.
- Mráz P., Zdvořák P., Hartmann M., Štefánek M., Chrtek J., 2019: Can obligate apomixis and more stable reproductive assurance explain the distributional successes of asexual triploids in *Hieracium alpinum* (Asteraceae)? *Plant Biology* 21/2. 227–236.
- Nentwig W. (ed.), 2014: Nevítaní vetřelci. Invazní rostliny a živočichové v Evropě. Academia, Praha. 248 s.
- Pergl J., 2014: Horští obři ze zahrad/ bolševník velkolepý. In: Nentwig W. (ed.): Nevítaní vetřelci. Academia, Praha. 39–46.
- Pitcairn M., 2011: Biological control, of plants. In: Simberloff D., Rejmánek M.: Encyclopedia of biological invasion. University of California Press, Los Angeles. 63–70.
- Pyšek P., 2014: Tajemství nápadné rostliny/ netýkavka žláznatá. In: Nentwig W. (ed.): Nevítaní vetřelci. Academia, Praha. 47–54.
- Pyšek P., 2018: Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* 5/2018. 210–213. (online) [cit. 2019.10.26], dostupné z <http://ziva.avcr.cz/2018-5/historie-definice-hypotezy-a-budoucnost-biologickych-invazi.html>.
- Pyšek P., Chytrý M., Prach K., 2008: Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České Botanické Společnosti* 43, Praha. 3–15. (online) [cit. 2019.10.26], dostupné z https://www.sci.muni.cz/botany/chytry/Pysek_etal2008a_Zpr-CBS-Mater_12-let-vyzkumu-invazi.pdf.
- Pyšek P., Prach K., 1997: Invazibilita společenstev a ekosystémů. In: Pyšek P., Prach K. (eds.): *Invazní rostliny v české flóře*. *Zprávy České Botanické Společnosti* 32, Praha. 1–6.
- Pyšek P., Sádlo J., 2004a: Zavlečené rostliny. *Vesmír* 83. (online) [cit. 2019.11.03], dostupné z <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2004/cislo-1/zavlecene-rostliny.html>.

- Pyšek P., Sádlo J., 2004b: Zavlečené rostliny. *Vesmír* 83. (online) [cit. 2019.11.03], dostupné z <<https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2004/cislo-2/zavlecene-rostliny-ndash-jak-je-nas-doma.html>>.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák B., 2002: Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74, Praha. 97–186. (online) [cit.2020.01.15], dostupné z <<http://www.preslia.cz/P022CPys.pdf>>.
- Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M., Kirschner J., 2004: Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53. 131–143. (online) [cit.2019.12.04], dostupné z <http://www.ibot.cas.cz/personal/pysek/pdf/Terminology_Taxon2004.pdf>.
- Pyšek P., Hulme P.E., Nentwig W., Vilá M., 2011: Daisie project. In: Simberloff D., Rejmánek M.: *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 138–142.
- Rendeková A., Mičieta K., Hrabovský M., Eliášová M., Miškovic J., 2019: Effects of invasive plant species on species diversity: implications on ruderal vegetation in Bratislava City, Slovakia, Central Europe. *Polish Botanical Society* 88. 1–13. (online) [cit. 2019.11.16], dostupné z <<https://doi.org/10.5586/asbp.3621>>.
- Richardson M.D., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour G.M., Dane Panetta F., West J.C., 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6. 93–107. (online) [cit. 2020.02.03], dostupné z <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>>.
- Richardson D. M., Pyšek P., 2006: Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30. 409–431. (online) [cit.2020.03.25], dostupné z <<http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/Plant.pdf>>.
- Richardson D. M., Pyšek P., Carlton J. T., 2011: A compendium of essential concepts and terminology in biological invasions. In: Richardson D. M. (ed.): *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing, Oxford. 409–420. (online) [cit.2020.03.25], dostupné z <http://www.ibot.cas.cz/personal/pysek/pdf/Richardson_Pysek_Carlton-Concepts_In_Elton_book_Wiley2011.pdf>.

- 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 Distribution* 6. 93–107. (online) [cit.2020.03.25], dostupné z <<https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>>.
- Richardson D.M., Pyšek P., 2008: Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14, Praha. 161–168. (online) [cit.2019.11.12], dostupné z <<https://doi.org/10.3897/neobiota.14.3435>>.
- Rohde A., Bhalerao R.P., 2007: Plant dormancy in the perennial context. *Trends in Plant Science* 12/5. 217–223. (online) [cit.2020.03.25], dostupné z <<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2007.03.012>>.
- Roudná M., Hanzelka P., 2006: Botanické zahrady České republiky. Historie význam a přínos k plnění mezinárodních závazků. Ministerstvo životního prostředí, Praha. 64 s.
- Simberloff D., Rejmánek M., 2011: *Encyclopedia of Biological Invasion*. University of California Press, London. 765 s.
- Simberloff D., Relva M.A., Nunez M., 2002: Gringos en el bosque: introduced tree invasion in a native *Nothofagus/Austrocedus* forest. *Biological Invasions* 4. 35–53.
- Šmilauer P., Lepš J., 2003: *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5*. Cambridge University Press. New York. 269 s.
- Usher M.B., 1988: Biological invasions of nature reserves: a search for generalisation. *Biol. Conserv.* 44. 119–135.
- Warren II. R.J., Labatore A., Candeias M., 2017: Allelopathic invasive tree (*Rhamnus cathartica*) alters native plant communities. *Plant Ecol. Springer Science + Business Media B.V.* 1233–1241.
- Wasowicz P., 2018: The first attempt to list the archaeophytes of Iceland. *Polish Botanical Society* 84. 1–12. (online) [cit. 2019.11.16], dostupné z <<https://doi.org/10.5586/asbp.3608>>.
- Williamson M., 1996: *Biological invasions*. Chapman & Hall, London. 244 s.

7.2 Internetové zdroje

Holec J., Jursík M., 2019: Invazní plevele (2) – Mračňák Theophrastův. (online) [cit. 2020.28.02], dostupné z < <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/plevele/invazni-plevele-2-mracnak-theophrastuv>>.

Kořena M., 2018: Smíšené trvalkové záhony. (online) [cit. 2020.03.06], dostupné z < <http://ktgardens.cz/blog2/smisene-trvalkove-zhony>>.

Petrusek A., 2018: Šíření nepůvodních druhů ovlivňuje každý z nás. In: Paroulková V., Čihák O.: Magazín Leonardo. (online) [cit.2020.02.15] <<https://plus.rozhlas.cz/sireni-nepuvodnich-druhu-ovlivnuje-kazdy-z-nas-zahradky-uz-byly-zdrojem-mnoha-7297244>>.

Pincová V., 2016: Zahrada, kterou zakládal Karel IV. (online) [cit. 2020.03.06], dostupné z < <https://www.historickaslechta.cz/karel-iv/zahrada-ktou-zakladal-karel-iv/>>.

7.3 Ostatní zdroje

AOPK ČR, ©2020: Invazní rostliny. (online) [cit. 2020.02.02], dostupné z <<http://invaznidruhy.nature.cz/caste-invazni-druhy-v-cr/invazni-rostliny/>>.

Baroš A., Martinek J., 2018: Smíšené trvalkové výsadby. Profi Press s.r.o., Praha. 256 s.

Černý Z., Neruda J., Václavík F., 1998: Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace. Institut výchovy a vzdělávání Mze ČR, Praha. 43 s.

Pergl J., Perglová I., Vítková M., Pocová L., Janata T., Šíma J., 2014: Likvidace vybraných invazních druhů rostlin. Botanický ústav AV ČR, Průhonice. 22 s. (online) [cit. 2020.01.01], dostupné z <<http://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/standard%20likvidace%20invazn%C3%ADch%20rostlin.pdf>>.

Skálová H., 2014: Slovníček vybraných termínů. In: ZO ČSOP Veronica: Aktuální stav invazních druhů v ČR. Brno.43 s.

Státní rostlinolékařská správa, ©2010: Stručná charakteristika regulovaných druhů invazních rostlin. Státní rostlinolékařská správa, Praha. 62 s.

8 Přílohy

8.1 Seznam příloh

Příloha 1. Seznam vysazených a nově nalezených taxonů.

Příloha 2. Přežívání jednotlivých druhů.

Příloha 3–17. Grafické znázornění změn v záhonech po pěti letech od výsadby.

Příloha 18–32. Kanonická korespondenční analýza (CCA) přežívání rostlinných druhů.

Příloha 33–35. Trvalkové záhony 14B, 8A, 6A v podrostu dřevin v Dendrologické zahradě v Průhonicích.

Příloha 36–38. Trvalkové záhony 13B, 8B a 13A v podrostu dřevin v Dendrologické zahradě v Průhonicích.

Příloha 39–41. Trvalkové záhony 10A, 13A a skupina záhonů v podrostu dřevin v Dendrologické zahradě v Průhonicích.

Příloha 42–43 Trvalkové záhony 10A a skupina vedlejších záhonů v podrostu dřevin v Dendrologické zahradě v Průhonicích.