

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie

**Souvislost mezi invazním potenciálem okrasných
rostlin a jejich atraktivitou**

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Jan Pergl, Ph.D.

Ing. Josef Kutlvašr

Bakalant: Nikol Benešová

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Nikol Benešová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Souvislost mezi invazním potenciálem okrasných rostlin a jejich atraktivitou

Název anglicky

Relationship between invasion potential of ornamental plants and their attractiveness

Cíle práce

Introdukce a pěstování okrasných rostlin je spojená s výskytem a zdomácněním mnoha nepůvodních druhů. Zatímco biologické vlastnosti zavlečených rostlin a jejich příspěvek k invaznímu statutu je velmi často studován, socio-ekonomické faktory jako vzhled, frekvence pěstování jsou podchyceny méně nebo téměř vůbec.

Cílem práce je vytvořit rešerši, jak atraktivita rostlin ovlivňuje invazní úspěch a jakým způsobem lze měřit atraktivitu rostlin. Na základě existujících dat bude navržen způsob, jak společně analyzovat data o invazním úspěchu a atraktivitě.

Metodika

Revize existující literatury vztahující se k invaznímu potenciálu a atraktivitě rostlin. Vzhledem k rešeršní podstatě zadání je nutná znalost práce s literaturou, zejména s cizojazyčnou. Návrh a případné analýzy budou založeny na datech z pokusných trvalkových záhonů. Budou využita data o složení porostů, klasifikace druhů dle atraktivity a data z dotazníkového šetření týkající se atraktivity kompozic. Práce bude probíhat ve spolupráci s Adamem Barošem (VÚKOZ). S ohledem na fakt, že práce bude zaměřena na studium cest šíření, je možná spolupráce s projektem DivLand – Centrum pro krajinu a biodiverzitu.

Doporučený rozsah práce

30

Klíčová slova

atraktivita, biologické invaze, občanská věda, okrasné rostliny, vzhled

Doporučené zdroje informací

- Hoyle, H., Jorgensen, A., & Hitchmough, J. D. (2019). What determines how we see nature? Perceptions of naturalness in designed urban green spaces. *People and Nature*. doi:10.1002/pan3.19
- Jarič I., Courchamp F., Correia R. A., Crowley S. L., Essl F., Fischer A., González-Moreno P., Kalinkat G., Lambin X., Lenzner B., Meinard Y., Mill A., Musseau C., Novoa A., Pergl J., Pyšek P., Pyšková K., Robertson P., von Schmalensee M., Shackleton R. T., Stefansson R. A., Štajerová K., Verissimo D. & Jeschke J. M. (2020): The role of species charisma in biological invasions. – *Frontiers in Ecology and the Environment* 18: 345–353 (doi: 10.1002/fee.2195)
- Jarič I., Bellard C., Correia R., Courchamp F., Douda K., Essl F., Jeschke J., Kalinkat G., Kalous L., Lennox R., Novoa A., Proulx R., Pyšek P., Soriano-Redondo A., Souza A., Vardi R., Verissimo D. & Roll U. (2021): Invasion culturomics and iEcology. – *Conservation Biology* 35: 447–451 (doi: 10.1111/cobi.13707)
- Kutlvašr J., Baroš A., Pyšek P. & Pergl J. (2020): Changes in assemblages of natives and alien plants in perennial plantations: prairie species stabilize the community composition. – *NeoBiota* 63: 39–56
- 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 (doi: 10.1007/s10530-018-1847-4)

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Jan Pergl, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Konzultant

Ing. Adam Baroš

Ing. Josef Kutlvašr

Elektronicky schváleno dne 28. 2. 2023

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 1. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 22. 03. 2024

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Vztah mezi invazním potenciálem okrasných rostlin a jejich atraktivitou 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 vědom/a, že na moji bakalářskou/závěrečnou 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 vědom/a, 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 verzi tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 28.3.2024



Poděkování

Velké díky patří Ing. Janu Pergl, Ph.D. za všechny jeho rady a trpělivost a Ing. Josefu Kutlvašr za nepostradatelnou pomoc se statistikou částí práce. Oba byli vždy připraveni a ochotni mi pomoci a nikdy neztratil trpělivost, i když jsem měla tisíc otázek. Další poděkování patří A. Barošovi za poskytnutí dat k hodnocení atraktivity.

Na závěr bych ráda vyjádřila vděčnost svým nejbližším za morální podporu a povzbuzení. Speciální díky patří mé tetě, která mi poskytla přechodný domov v Praze.

Abstrakt

Okrasné rostliny jsou krásné, ale mohou představovat invazní hrozbu. Tato práce se zaměřuje na prozkoumání vztahu mezi atraktivitou okrasných rostlin a jejich invazním potenciálem. Úvodem práce byla provedena literární rešerše o invazním chování rostlin a faktorech, které ho ovlivňují, včetně atraktivity. Na základě navržené metody byla poté analyzována existující data dotazníkových hodnocení atraktivity záhonů. Závěrem byly zhodnoceny výsledky vlivu atraktivity na invazní úspěch. Výsledky ukazují, že vnímání atraktivity se mění v čase, ale neprokázal se signifikantní vztah mezi atraktivitou a změnou v čase, indexem diverzity a počtem nepůvodních druhů. Výsledky byly porovnány s výsledky jiných studií. Práce zdůrazňuje komplexnost vztahu mezi atraktivitou a invazním potenciálem, poukazuje na potřebu dalšího výzkumu a navrhuje způsob, jak dále rozšířit analýzu dat o atraktivitě rostlin. Práce přispívá k pochopení faktorů ovlivňujících šíření invazivních druhů a navrhuje možnosti pro další výzkum v oblasti estetického vnímání rostlin.

Klíčová slova: analýza dat, atraktivita, biodiverzita, dotazníkové šetření, ekosystémové služby, invazní potenciál, okrasné rostlin

Abstract

Ornamental plants are beautiful, but they can pose an invasive threat. This paper aims to explore the relationship between the attractiveness of ornamental plants and their invasion potential. The thesis began with a literature search on invasive plant behavior and the factors that influence it, including attractiveness. Based on the proposed method, existing data of questionnaire-based assessments of bed attractiveness were then analyzed. Finally, the results of the effect of attractiveness on invasion success were evaluated. The results show that the perception of attractiveness changes over time, but no significant relationship was shown between attractiveness and change over time, diversity index and number of non-native species. The results were compared with those of the other studies. The paper highlights the complexity of the relationship between attractiveness and invasion potential, points to the need for further research and suggests ways to further extend the analysis of plant attractiveness data. The thesis contributes to the understanding of factors influencing the spread of invasive species and suggests opportunities for further research in the area of aesthetic perception of plants.

Keywords: attractiveness, biodiversity, data analysis, ecosystem services, invasion potential, ornamental plants, questionnaire survey

Obsah

1.	Úvod.....	1
2.	Cíl práce	2
3.	Literární rešerše.....	3
3.1	Způsoby zavlékání	5
3.2	Vlastnosti úspěšných nepůvodních druhů.....	7
3.3	Dopady invazí	7
3.3.1	Změny v ekosystémech a prostředí	7
3.3.2	Ekonomika a nepůvodní druhy	9
3.4	Okrasné rostliny jako zdroj invazí	10
3.4.1	Vliv změny klimatu na aklimatizaci okrasných rostlin.....	11
3.5	Atraktivita rostlin	12
3.6	Vztah mezi atraktivitou a managementem invazních druhů	13
3.7	Přístupy k hodnocení atraktivity rostlin	17
4.	Metodika terénní práce.....	19
4.1	Charakteristika studijního území – pokusné trvalkové záhony.....	19
4.1.1	Pokusné trvalkové záhony.....	19
4.2	Sběr dat o invazním chování	20
4.3	Hodnocení atraktivity	20
4.4	Změna vegetace.....	21
4.5	Použité statistické metody	22
5.	Výsledky	23
5.1	Hodnocení atraktivity.....	23
5.2	Korelace atraktivity s druhovým složením	27
6.	Diskuze.....	29
7.	Závěr	31
8.	Literatura	33
9.	Samostatné přílohy.....	I
9.1	Hodnotitelské dotazníky.....	I
9.2	Grafy hodnocení atraktivity	II

1. Úvod

Změny prostředí, jako jsou eutrofizace, fragmentace, disturbance, změna využití krajiny (land-use) a degradace půdy spolu s klimatickou změnou (Foley a kol. 2005), jsou faktory ovlivňující v současnosti stabilitu a složení světových ekosystémů a služby, které poskytují. Kromě toho tyto faktory usnadňují uchycování nepůvodních druhů, a význam těchto změn bude v budoucnu stále růst (Bradley a kol. 2010; Dullinger a kol. 2017). Předpoklad je, že spolu s rostoucím obchodem a transportem zboží a lidí, který podporuje zavlékání druhů do nových areálů, bude růst i počet nepůvodních druhů (Seebens a kol. 2015).

Biologické invaze jsou jedním z významných negativních faktorů ovlivňující biodiverzitu na celém světě (IPBES ©2023). Zároveň jsou zodpovědné i za vysoké ekonomické škody (např. ztráty výnosů, poškozování infrastruktury, náklady na management) (Jackson 2015; Diagne a kol. 2021).

Problém je, že původní druhy nejsou obvykle připraveny na interakci se silně dominantním invazním druhem, s nímž nikdy nepřišly do styku, což těm novým přináší podstatnou výhodu oproti původním druhům, zejména pokud se časem „naučí“ investovat více do růstu nebo rozmnožování (Marková a Hejda 2011). Dalším faktorem, který posiluje pozici invazních druhů, je únik před přirozenými nepřáteli, jako jsou škůdci, patogeny, predátoři či herbivoři, kteří v jejich původním areálu omezovali jejich populaci. V novém prostředí tyto omezující faktory často chybí, což invazním druhům poskytuje značnou výhodu oproti domácím druhům. Tento jev je základem hypotézy Úniku před nepřáteli (*Enemy release hypothesis*), která vysvětluje úspěšnou invazi absencí škůdců, patogenů, predátorů či herbivorů, kteří v domácím prostředí limitovali rozvoj invazního druhu (Heger a kol. 2023). Mezi ně patří také hypotéza Evoluce zvýšené kompetiční schopnosti (*Evolution of Increased Competitive Ability, EICA*), která předpokládá, že nepůvodní rostlina, osvobozená od přirozených nepřátel, může investovat více zdrojů do růstu a reprodukce než do obrany (Müller 2018), čímž si zlepšuje pozici v konkurenci s původními druhy. Přestože EICA je jednou z nejčastěji testovaných hypotéz, výsledky nejsou zcela jednoznačné (Pyšek 2018).

2. Cíl práce

Cílem této bakalářské práce je provést rešerši o obecných aspektech invazí se zaměřením na okrasné druhy, jejich pěstování a invazní potenciál a také rešerši, jak atraktivita (vzhled rostlin) může ovlivňovat invazní potenciál. Na základě reálných dat z modelového příkladu okrasných rostlin, jejich invazního potenciálu a atraktivitě je sledováno, jak tyto faktory spolu mohou souviset. V závěru je diskutován metodický přístup, který umožní propojení druhových dat se socioekonomickými parametry u pěstovaných druhů, a kde jsou rizika zplanění, invaze a ohrožení biodiverzity.

3. Literární rešerše

Nepůvodním druhem rozumíme ten druh, který byl mimo areál svého přirozeného výskytu zavlečený (introdukovaný) člověkem (Richardson a kol. 2000). Tyto druhy se mohou na novém území stát zdomácnělými (naturalizovanými), což jsou druhy schopné samostatného růstu a zakládání nových generací bez lidské pomoci. Pak se stávají trvalou složkou tamních společenstev, ale nemusí mít zřejmý negativní impakt (dopad). To znamená, že zdomácní (překonají bariéry rozmnožování a prostředí) a začnou se šířit i do jiných biotopů, mimo místo původního zavlečení (Richardson a kol. 2000, Pyšek a kol. 2017). Ne všechny zavlečené rostliny se stanou naturalizovanými. Těm, které zůstanou závislé na přísunu semen, propagulí a lidské činnosti obecně říkáme přechodně zavlečené (Pyšek 2018).

To, co je invazním druhem můžeme definovat dvěma způsoby. Za prvé je invazním druhem nepůvodní zdomácnělý druh, který se na novém území nekontrolovaně šíří a nemusí mít negativní vliv na okolí (Richardson a kol. 2000). Druhý způsob je založen na impaktu. Takové druhy pak vytlačují původní druhy, snižují biodiverzitu a mohou vést k rozpadu ekologických společenstev (Davis a Thompson 2000). S těmito definicemi se setkáme zejména mezi ochranáři.

Ne všechny zavlečené druhy zdomácní (stanou se naturalizovanými) a ne všechny naturalizované druhy se stávají invazními. Existuje tzv. *Pravidlo deseti* a podle něj zhruba jeden z deseti zavlečených druhů se stane zdomácnělým a z deseti zdomácnělých se jeden stane invazním a škodlivým (Williamson a Fitter 1996). Mezi některými ochranáři se setkáme i s tím, že za invazní je považován i takový druh, který je na území původní, ale má negativní vliv na ekosystém, ve kterém se nachází. Nicméně pro takové druhy používáme označení expanzní (Pyšek a Tichý 2001). Je to dobré odlišení druhů se společnou evoluční minulostí, které často určuje výsledek invaze/expanze.

V Evropě se setkáváme s invazními nepůvodními druhy (IAS) rostlin, které mají silně negativní dopad na původní biotu. Přesto jsou celkové negativní účinky invazí cizích druhů na tento kontinent podstatně mírnější než v ostatních částech světa, a to zejména ve střední Evropě. Na jihu Evropy jsou důsledky invazí mírně vážnější, avšak stále nejsou tak závažné ve srovnání s globálním kontextem. Je to způsobené zejména tím, že rostliny v Eurasii byly od počátku civilizace člověkem zavlékány na

nově osidlovaná území, a právě díky této koexistenci se s největší pravděpodobností postupně adaptovaly na různé ekologické strategie a staly se vysoce konkurenčně zdatné (Hejda a Pyšek 2018). Tato role, kdy rostliny byly z těchto území spíš zavlékány než do nich introdukovány, se v posledních 50 letech začala obracet (Seebens a kol. 2012).

Nejvíce zasažené invazemi jsou kontinenty, které byly kolonizovány nejpozději, a odlehlé ostrovy jako Austrálie, Galapágy a Nový Zéland. Zde původní ekosystémy vykazují známky tzv. evoluční naivity, mají nižší schopnost konkurence vůči silným invazním druhům (Hejda a Pyšek 2018). Organismus má nižší schopnost konkurence (a tedy přežití) v kompetici s nepůvodním, konkurenčně silným dominantním druhem, protože s ním nemá evoluční zkušenost (Hejda a Pyšek 2018). Tato teorie se vztahuje i na vztah k případným herbivorům.

Studie Seebens a kol. (2015) naznačuje, že počet rostlinných invazí bude i nadále růst v mírném pásu severní polokoule, zatímco v tropických a subtropických oblastech bude povolna klesat. Stane se tak následkem oteplování na severu, zatímco stále se zvyšující teploty v tropech budou mít opačný účinek a tím klesající počet potencionálních rostlin, které jsou schopné snášet tyto podmínky. Autoři ale poukazují i na možnost, že zvýšené objemy obchodů by mohly vyrovnat pokles naturalizace rostlin způsobené klimatem.

Na rozdíl od přirozeného šíření druhů, probíhá zavlékání člověkem velmi rychle. Neustále narůstající mobilita a globalizace přináší neustálý růst počtu zavlekaných nepůvodních druhů na nové území (van Kleunen a kol. 2015; Pyšek a kol. 2017). Naštěstí jen malá část těchto druhů se ve svých nových areálech rozšíří nebo se stane invazní (Richardson a kol. 2000). Nicméně s kontinuálně narůstajícím počtem zavlečených druhů se bude zvětšovat i počet invazních druhů.

Přestože invaze představují významné hrozby pro ekonomiku a biodiverzitu, nedostává se jim takové pozornosti jako jiným environmentálním tématům (Courchamp a kol. 2017). Invazních druhů rostlin je příliš na to, abychom si mohli vybrat několik málo druhů a skrze ně zastřešit ochranu celých ekosystémů, jak to často bývá v ochraně druhů a prostředí (Lorimer 2007). Pro globální oteplování je vlajkovým druhem lední medvěd, pro pytláctví nosorožci a sloni, odlesňování je spojeno s orangutany, kampaně za nadměrné rybaření ukazují velryby a znečištění moří je spojeno s mořskými ptáky a želvami s kusy plastu nebo umazané od ropy.

Naproti tomu invazní biologie nemá žádné globální druhy, skrz které by bylo možné podněcovat ochranu (Courchamp a kol. 2017). Vzhledem k regionálním rozdílům je obtížné určit jednotný „vlajkový“ invazní druh, který by symbolizoval invaze na všech kontinentech. V České republice se za takové druhy často považují bolševník velkolepý a netýkavka žláznatá, které jsou veřejností snadno rozpoznatelné. Co se týče dalších významných invazních druhů, například křídlatky, je jejich asociace s invazemi ve veřejném povědomí méně zřetelná, a i když je akát známý jako invazní strom, existuje konflikt mezi jeho přínosy (například pro včelařství, lesnictví a meliorace) a negativními dopady na biodiverzitu (Vítková a kol. 2017).

Další stránkou problémů může být případná atraktivita nebo pozitivní vztah veřejnosti k invazním druhům. Charisma nepůvodního druhu má prokazatelně pozitivní vliv na jeho úspěšnost v invazi do nepůvodních území, ale může i výrazně zvýšit jeho šance na setrvání a další šíření na územích, kam už byl introdukován (Lindemann-Matthies 2016). Pro porozumění rozsahu lidského vlivu na invaze, úspěchu i neúspěchu managementu, je důležité uznat i dopad atraktivity IAS a blíže jej prozkoumat a porozumět mu. Získané znalosti pomohou lépe měnit postoje a chování veřejnosti směrem k atraktivním IAS. To v kombinaci s cíleným zvyšováním povědomí o potenciálních škodlivých dopadech, může snížit rizika vyplývající z obchodu a pěstování invazních druhů a jejich vysazování. Krom snížení odporu se může i navýšit podpora veřejnosti ke kontrolním a eradikačním opatřením nebo navýšit účast dobrovolníků (Jarić a kol. 2020).

3.1 Způsoby zavlékání

Nepůvodní druhy jsou zavlékány úmyslně i neúmyslně například při transportu jiných druhů nebo nákladů. Zrychlující se transport a obchod zkracuje i dobu přepravy a dochází i ke zdokonalování přepravních podmínek. To dává organismům větší šanci na přežití a osídlení nových území i při cestách přes oceán (více v Mikheyev a Mueller 2006, Hulme a kol. 2008). Jedná se jak o introdukce živých jedinců, tak i jejich vajíček, spor či semen (Blackburn a kol. 2011).

Hulme a kol. (2008) identifikoval šest hlavních introdukčních cest pro zavlékání IAS: vypouštění/vysazování, útek z kultury/ze zajetí, příměs, černý pasažér, koridor a samovolně. Tato práce nastavila standardy v terminologii a nastartovala celosvětové i regionální analýzy způsobů zavlékání různých druhů. Například

Arianoutsou a kol. (2021) vypracovali podrobnou databázi hlavních cest šíření pro Evropské druhy a zjistili, že nejvyšší počet nepůvodních taxonů v Evropě byl spojen s útekem z uzavřeného prostoru (okrasné druhy), útekem z kultury (zahradnictví), transportem (společně se zvířaty), vypuštění do přírody a transportem (jako příměs). Analýza cest introdukce podle kategorizace Konvence o biodiverzitě (CBD) ukázala, že hlavním zdrojem nepůvodních rostlin je „únik“, který je uváděn i u biologických invazí v globálním měřítku (Essl a kol. 2015). To koresponduje i s výsledky jiných studií (například van Kleunen a kol. 2018). V ČR je nejčastějším způsobem šíření rostlin (terestrických) únik z kultury (botanické zahrady, okrasné důvody), transport – příměsí (zejména s transportem materiálu) a samovolně (Pergl a kol. 2020).

Tzv. „imperialistické dogma“, které tvrdí, že Evropa byla od koloniálních dob převážně vývozcem naturalizovaných rostlin (Drake a kol. 1989), již neplatí. Za posledních 60 let bylo do Evropy dovezeno více naturalizovaných rostlin, než bylo vyvezeno. Modely ukazují, že Evropa má pozitivní čistou bilanci naturalizovaných rostlin s poměrem dovozu k vývozu 1,7. Naproti tomu Asie dovezla téměř stejný počet naturalizovaných rostlin, než kolik vyvezla (poměr dovozu a vývozu je 0,94), zatímco Severní Amerika vykázala vyšší vývoz než dovoz (poměr dovozu a vývozu je 0,81). Výsledky studie autorů Seebens a kol. (2015) tak vyvracejí přesvědčení, že Evropa je stále čistým vývozcem naturalizovaných rostlin. Jejich model navíc předpovídá, že největší tok úspěšně naturalizovaných rostlin směřoval z Asie do Evropy.

K zavlékání dochází například i turistikou (Anderson a kol. 2015), dopravou (Bradley a kol. 2012, Chapman a kol. 2017) nebo únikem ze zahrad (Rusterholz a kol. 2012, Pergl a kol. 2016). Příkladem úmyslného zavlékání je pak asistovaná migrace, kdy se druhy přesouvají pro účely jejich ochrany (Mueller a Hellmann 2008) nebo z důvodu prodeje.

Právě okrasné zahradnictví je jedním z nejdůležitějších způsobů, kterým se nepůvodní druhy šíří (van Kleunen a kol. 2018). V České republice je pěstování pro okrasné účely v zahradách nebo ve veřejné zeleni hlavním důvodem záměrné introdukce. V katalogu nepůvodních druhů rostlin je uvedeno celkem 577 pěstovaných taxonů rostlin, což představuje 36,7 % všech zavlečených nepůvodních druhů, což znamená, že téměř dvě třetiny (66,9 %) záměrných introdukcí jsou způsobeny právě okrasným zahradnictvím (Pyšek a kol. 2022). To poukazuje na významnou roli, kterou hraje tato aktivita v rozšiřování nepůvodních druhů v přírodních ekosystémech.

3.2 Vlastnosti úspěšných nepůvodních druhů

IAS se vyznačují sadou vlastností, které jim umožňují úspěšně se šířit a adaptovat na nová prostředí. Mezi tyto charakteristiky patří vysoká plodnost, efektivní klíčivost, schopnost tvořit semennou banku, snadnost šíření, vytrvalost v nepříznivých podmínkách a rychlý růst. Tyto vlastnosti byly pozorovány a zdokumentovány v řadě studií (Pyšek a Tichý 2001, Pyšek a Richardson 2007, Mason a kol. 2008, Ferreras a Galetto 2010, van Kleunen a kol. 2015, Gioria a kol. 2012). Kromě těchto vlastností se ukazuje, že invazní rostliny mohou mít také výhodu díky vegetativnímu rozrůstání, vyšší účinnosti fotosyntézy, rezistenci vůči herbivorům a delší době kvetení, což zvyšuje jejich šance na úspěšnou adaptaci a šíření (Pyšek 2018). Například delší doba kvetení a nenáročnost na pěstování jsou některé z preferovaných vlastností pro okrasné rostliny (van Kleunen a kol. 2018).

3.3 Dopady invazí

Negativní dopady druhů nejsou viditelné hned a často je obtížné je odhalit. Může dojít k jejich přehlédnutí, dopad může být nepřímý nebo zpožděný (Jarić a Cvijanovic 2012). Dobu introdukce a invazního šíření často dělí desítky let. Průměrná doba zpoždění (takzvaná lag fáze) pro nepůvodní rostliny v Anglii je 125 let (Dehnen-Schmutz 2011). V německé studii byla průměrná doba zpoždění od introdukce po počáteční stádium invaze 147 let intervalu (u stromů až 170 let) (Kowarik 1995).

Změny v ekosystémech jsou obvykle pozvolné, mají tendenci projít dlouho bez povšimnutí. Neexistuje žádný společně stanovený časový interval nebo rozsah dopadu druhu od introdukce, od kterého by druh byl označen jako invazní. Každý druh má své vlastní specifické „inkubační“ období, a i to je závislé na konkrétních podmínkách prostředí nebo jeho změnách (Richardson a kol. 2000).

3.3.1 Změny v ekosystémech a prostředí

Výskyt nového druhu obvykle nemusí nutně znamenat obohacení druhové diverzity, právě naopak. Mezi původními a invazními druhy dochází ke kompetici o zdroje, a to může vést až k jejich vymizení na daném území. Při dlouhodobém tlaku není původní druh nakonec schopen konkurovat a může na daném území vymřít. Při nízké dostupnosti zdrojů je konkurence schopnost původních a nepůvodních druhů

srovnatelná. Při navýšení množství živin a intenzity světla v prostředí se však nepůvodní druhy stanou konkurence schopnější (Zhang a kol. 2022). Získané živiny využijí například pro zvýšení celkové plochy listů, a tím větší povrchovou plochu pro fotosyntézu a vyšší zisk uhlíku k výstavbě biomasy a semen (Knauf a kol. 2021). Kompetice o zdroje (Vilà a Weiner 2004) není jediný problém, který sebou invazní rostliny přináší pro původní ekosystémy. Invazní druhy s sebou často mohou přinést i nemoci nebo parazity, na které není původní druh na rozdíl od svého nového kompetitora adaptován (Nentwig 2014).

Schopnost invazních nepůvodních druhů radikálně měnit prostředí je obzvlášť zásadní, pokud se invazní druh výrazně liší od původních dominantních druhů v daném ekosystému. Podle Järger a kol. (2007) a Hejda a kol. (2009) tato schopnost může vytvářet nové podmínky, které jsou nepříznivé pro původní flóru, vedoucí ke snížení biodiverzity a narušení ekologických vazeb. Invazní druhy se nacházejí ve všech taxonomických skupinách a mohou ovlivnit různé typy ekosystémů. Dnes je obtížné najít místo na světě bez přítomnosti nepůvodních druhů, což je důsledkem lidské činnosti (Pyšek a Tichý 2001).

Přítomnost invazního druhu může zcela pozměnit strukturu a funkce ekosystémů, ať už vytlačení původních druhů, nižší dostupností vody, obohacením půdy o dusík (Nentwig 2014), nebo úplnou přeměnu vlastností půdy a dostupností živin (Dassonville a kol. 2008). Mezi původními a invazními rostlinami dochází i ke kompetici o opylovače, což negativně ovlivňuje původní rostliny (Jakobsson a kol. 2009). Konkurence o opylovače může vést k nižší produkci semen původních rostlin. Změny ve složení a struktuře rostlin má zase negativní vliv i na živočichy žijící v ekosystému (Nentwig 2014). Soubor všech těchto faktorů způsobí rozvrat v celém systému.

K dlouhodobé akumulaci živin v krajině, zejména dusíku, dochází i vlivem člověka. To vede ke změnám druhového složení. Projevuje se navýšení početnosti původních i nepůvodních druhů přizpůsobených na vysoké expozice živin. Rozšiřování invazních druhů i expanze nitrofilních původních druhů mají za následek vznik homogenních, druhově chudých společenstev (Hejda a Pyšek 2018). Takovým společenstvům většinou dominuje jeden nebo pár dominantních druhů.

Introdukce invazních druhů do společenstva, kde už je přítomen jiný dominantní původní druh může být velkou překážkou. Původní druhy jsou adaptovány

na soužití v prostředí s konkurenčně zdatnou dominantou, a proto může být pro nový druh téměř nemožné nebo velmi náročné se v ekosystému prosadit (Hejda a Pyšek 2018). Vegetace tvořená dominantními (původními i nepůvodními) nitrofilními druhy dává velmi malý prostor pro výskyt dalších, konkurenčně slabších druhů. Studie provedená Hejdou a kol. (2009) ukázala, že v porostech nepůvodního bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) může být až o 60 % méně původních druhů než v přirozených porostech. U křídlatek (*Reynoutria* spp.) může být původních druhů dokonce až o 80 % méně.

Kombinace environmentálních změn (například ukládání dusíku nebo fragmentace stanovišť) a neustále narůstající frekvencí extrémního počasí, jako jsou extrémní sucha, hurikány a vysoké teploty (Diez a kol. 2012) dále povede k narušení stability původních rostlinných společenstev (Svenning a Sandel 2013). To bude mít za následek snížení odolnosti rezidentní flory proti usazování a šíření nepůvodních druhů (Early a kol. 2016).

Další z problémů spojených s nepůvodními druhy může být hybridizace s blízkce příbuzným domácím druhem (Vilà a kol. 2000), ke které by za normálních podmínek s největší pravděpodobností nedošlo. To z důvodu bariéry, kterou by druhy bez pomoci člověka nejspíše nepřekonaly. To opět může z dlouhodobé perspektivy vyústit v zánik původního druhu. Tyto „nové“ druhy mají často konkurenčně výhodnější vlastnosti (například toleranci podmínek prostředí) než rodiče (Thompson a kol. 1991), a rychle se stávají úspěšnější (Pyšek a Tichý 2001) a časem je nahradí.

Šíření nepůvodních druhů pak může mít za následek biologicky homogenizovanou krajinu s několika málo opakujícími se typy vegetace s nízkou diverzitou a hrstkou dříve běžných původních druhů (Price a kol. 2018, Price a kol. 2020). Lokální impakt se časem může rozšířit na větší území a plošně způsobit homogenizaci vegetace (Hejda a Pyšek 2018).

3.3.2 Ekonomika a nepůvodní druhy

Invazní druhy škodí nejen biodiverzitě, ale mohou mít negativní účinky i na fungování ekosystémů (Kumschick a kol. 2015), lidské zdraví (Ogden a kol. 2019), hospodářství (Paini a kol. 2016) a ekonomiku (Diagne a kol. 2021). Invazní nepůvodní rostliny často způsobují značné škody v zemědělství, mohou každoročně způsobit ztrátu až 20 % světové sklizně, což představuje velké finanční škody pro člověka a vede k používání

velkého množství chemických postřiků, herbicidů a insekticidů (Nentwig 2014). Škody v zemědělství nejsou jediné. V lesním hospodářství neustále stoupají náklady na boj s invazními rostlinami a škůdci (Holmes a kol. 2009). Narůstají i náklady na odstranění invazních rostlin z okolí cest a železnic. Tyto náklady se nevyhýbají ani vodnímu prostředí (Cuthbert a kol. 2021), čímž celkové náklady spojené s managementem invazních druhů neustále narůstají.

Studie Diagne a kol. (2021) zpracovala celosvětově hlášené náklady na invaze, které dosáhly v letech 1970–2017 minimálně 1,288 bilionu USD. Výsledky této studie také ukázaly, že náklady spojené s invazemi zůstávají silně podhodnocené, nevykazují žádné známky zpomalení a projevují konzistentní trojnásobný nárůst za desetiletí, přičemž předpokládané náklady pro další roky stále narůstají. Značné ekologické a socioekonomické škody způsobované těmito druhy jsou často hlavní motivací pro jejich studium a management (Blackburn a kol. 2014). Důležité je zdůraznit, že náklady na škody jsou řádově vyšší než výdaje na management invazí, přičemž úplně nejnižší náklady by byly, kdyby se škodám předcházelo (Diagne a kol. 2021). Toto zjištění poukazuje na význam prevence jako nejefektivnější strategie pro minimalizaci dopadů invazních druhů na ekonomiku a ekosystémy.

3.4 Okrasné rostliny jako zdroj invazí

Mnoho současných nepůvodních druhů rostlin bylo introdukováno záměrně za účelem okrasy (Pyšek a kol. 2011, van Kleunen a kol. 2018). Už od novověku začala vznikat obchodní síť s rostlinami. Po staletí tak byly dovozy nových druhů rostlin motivovány jejich vzhledem, což vedlo k rozvoji obchodu. Kromě atraktivity rostlin se obchod zaměřoval na snadné pěstování. Některé z nich se z parků a zahrad šířily nekontrolovaně i do volné přírody. V současné době se odhaduje, že mezi 75 až 93 % celosvětově naturalizovaných rostlin se pěstuje v soukromých nebo botanických zahradách (van Kleunen a kol. 2018). Okrasné zahradnictví tak představuje hlavní přispěvatele k invazím rostlin (Hulme 2011, Pyšek a kol. 2011, Pergl a kol. 2016, Hulme a kol. 2018). Rostliny pěstované venku, jako jsou zahrady a parky, jsou již záměrně selektovány, aby přežily v daném prostředí. Selektivní pěstování rostlin, které jsou již adaptovány na místní podmínky, může tedy nechtěně usnadnit jejich šíření a usazení v nových prostředích, což přispívá k problému invazních druhů. Druhy rostlin nejprve pěstované v zahradách mají čas na aklimatizaci na místní podmínky,

což jim oproti druhům zavlečených jinými cestami přímo do volné přírody přináší výhodu (Pyšek a kol. 2011).

Odhaduje se, že rostliny zavlečené skrze zahradnictví představují více než 49 % současné celosvětově naturalizovaných rostlin (van Kleunen a kol. 2018). Pro Českou republiku je toto číslo ještě vyšší. Pěstování pro okrasné účely zde představuje nejčastější cestu zavlečení a okrasné rostliny představují necelých 70 % všech záměrně vysazených nepůvodních rostlin (Pyšek a kol. 2022).

Například bolševník velkolepý, jeden z nejvýznamnějších invazních druhů Evropy, byl původně pěstován jako okrasná rostlina v botanických zahradách a parcích. První zmínka o bolševníku na území Evropy pochází z roku 1817 v botanické zahradě v Británii. O jedenáct let později už máme první záznam o jeho úniku do volné přírody (Nentwig 2014). V ČR máme první sběr této kytky z roku 1871 (Danihelka a kol. 2020).

Okrasné rostliny nejsou vybírány náhodou. Jejich hlavní funkcí je zkrášlení prostředí. Rostliny proto potřebují být charismatické a zároveň být nenáročné a dobře růst (Baroš a Martinek 2018, van Kleunen a kol. 2018). To může představovat velké budoucí problémy v boji s invazními rostlinami hned z několika důvodů. Snahy o šlechtění neinvazních kultivarů rostlin v zahradnictví jsou vzácné (van Kleunen a kol. 2018).

3.4.1 Vliv změny klimatu na aklimatizaci okrasných rostlin

Studie naznačují, že globální změna v průměru zvýší riziko invaze (Bradley a kol. 2012), pravděpodobně změní i možnosti invaze okrasných druhů, které již byly vysazeny (van Kleunen a kol. 2018) a odolnost původní flory v boji proti nepůvodním rostlinám se bude dále snižovat (Early a kol. 2016). Změna klimatu jako taková by mohla mít přímé dopady na původní a nepůvodní druhy, které by mohly nepřímo ovlivnit interakce mezi původními a nepůvodními druhy a nakonec i úspěšnost invaze (Hellmann a kol. 2008).

Přestože vhodné klima je důležitým kritériem, v zahradnictví se často pěstují i druhy v neoptimálních klimatických podmínkách, které by rostliny nebyly schopny přežít ve volné přírodě (Van der Veken a kol. 2008). Se stoupajícími teplotami vlivem globálního oteplování, se zvyšuje pravděpodobnost dosažení vhodného klimatu ve

volné přírodě i pro rostliny adaptované na teplejší klima. Zejména v mírných oblastech, kam bylo zavlečeno mnoho zahradních rostlin z teplejších částí světa (Bradley a kol. 2011, Dullinger a kol. 2017).

Velké množství nepůvodních druhů je často omezeno pouze na umělá stanoviště nebo upravená městská prostředí, jako jsou skleníky, zahrádky, botanické zahrady (Hulme 2017, van Kleunen a kol. 2018), protože jim v dalším šíření brání chladné zimní podmínky, které by ve volné přírodě nepřežily, ale budoucí oteplování může umožnit jejich usazení a šíření i ve volné přírodě. Nutno podotknout, že populace v chráněném mikroklimatu by mohla sloužit jako trvalý zdroj vysokého množství semen, který by mohl podporovat úspěšné šíření z městských oblastí a usazení ve volné přírodě (Dullinger a kol. 2017).

Zahradnictví hraje významnou roli při zavádění nepůvodních rostlin (Bradley a kol. 2012) a tuto pozici si nejspíše udrží. Se změnou klimatu roste poptávka po nenáročných rostlinách adaptovaných na podmínky teplejšího podnebí (Bradley a kol. 2012, Novoa a kol. 2015, Goodness 2018), to může do budoucna znamenat velkou hrozbu. Tohoto problému si ve své studii všiml i Bradley a kol. (2012). O tom, že globální změna v průměru zvýší riziko invazí už není pochyb. Zároveň poptávka po suchu a teple odolných rostlin začíná růst. Zvýšená poptávka po nových typech rostlin může vést k zavlečení mnoha nových a potenciálně invazních rostlin do USA (ale i jinde ve světě). To nahrává i asistované migraci. Autoři proto navrhuji monitoring dovozu nových druhů pro zahradnictví.

Budoucí vývoj invazí a reakce nepůvodních druhů na globální změnu se budou odvíjet od konkrétní oblasti i od konkrétních taxonů (Bellard a kol. 2013). Klimatické výkyvy mohou nepůvodním druhům na nových územích pomáhat nebo klást překážky. Změna klimatu v invadovaných oblastech nemusí invazním rostlinám nadále vyhovovat a může potenciálně vést k jejich ústupu (Bradley a kol. 2009).

3.5 Atraktivita rostlin

Pozitivní vnímání invazních nepůvodních druhů veřejností může mít na úspěch invazních druhů velký vliv. Bohužel, toto téma není zatím v literatuře dostatečně zpracováno a spíše se věnovalo savcům, mazlíčkům atd. (Jarić a kol. 2020).

Pozitivní vnímání může a historicky ovlivňovalo zavlékání nepůvodních druhů, jeho veřejné vnímání (např. McGinlay a kol. 2017) a mediální zobrazení a tím pak společně utváře případný nesouhlas s managementem (Fischer a kol. 2014; Höbart a kol. 2020), výzkumné úsilí a zapojení veřejnosti na výzkumu (Lorimer 2007). Může ovlivnit všechny fáze procesu invaze (Jarić a kol. 2020). Máme-li plně porozumět rozsahu lidského vlivu na invaze, úspěchu i neúspěchu managementu, je důležité uzнат i dopad atraktivity IAS a blíže ji prozkoumat a porozumět jí.

Výzkum invazních druhů a invazí obecně se tradičně zaměřuje na ekologické aspekty invazí a jejich hrozbu pro biodiverzitu a ekosystémy. Jen málo studií zkoumá sociální dimenze vnímání invazních druhů a jejich dopady na případný management (Bremner a Park 2007, Lindemann-Matthies 2016, Kueffer a Kull 2017, Shackleton a kol. 2019, Höbart a kol. 2020, Remmele a Lindemann-Matthies 2023). Ještě méně studií se věnuje hodnocení atraktivity rostlinných společenstev jako celku (Remmele a Lindemann-Matthies 2023) nebo hodnocení atraktivity konkrétních rostlin (Hu a kol. 2023). Je potřeba důkladněji prozkoumat, jak vnímání atraktivity může ovlivnit celkovou invazní úspěšnost (Jarić a kol. 2020).

U spousty druhů není veřejnost schopna rozeznat, jestli se jedná o původní nebo nepůvodní druh a tato schopnost se s prodlužujícím časem od introdukce snižuje (Garcia-Llorente a kol. 2008). Pokud se druh v oblasti dostatečně rozšíří lidé ho začnou vnímat jako něco běžného a známého. Druh takzvaně zkulturní a může se stát i symbolem. Invazní lupina (*Lupinus* sp.) se na Novém Zélandu stala žádaným krajinným prvkem, který slouží k propagaci turistických destinací (Hayes a kol. 2023). Pokud se druh v oblasti dostatečně rozšíří lidé ho začnou vnímat jako něco běžného a známého. Dalším příkladem je „Žakarandové město“ v jižní Africe. Původní název města je Pretorie, ale nepůvodní žakaranda mimózolista (*Jacaranda mimosifolia*) se zde tak rozrostla, až se stala symbolem města (Dickie a kol. 2014).

3.6 Vztah mezi atraktivitou a managementem invazních druhů

Historie invazí poukázala na obecně nedostatečné pochopení složitých ekologických a trofických sítí. To pravidelně znemožňovalo přesně předpovědět výsledek invazí nebo výsledky snahy o management nepůvodních druhů (Couchamp a kol. 2017). Na rozdíl od oblíbenosti u ohrožených druhů, u kterých má prokázaný pozitivní vliv na úsilí managementu má pozitivní vnímání nebo atraktivita u invazních nepůvodních

druhů obvykle opačný efekt na management (Genovesi a Bertolino 2001, Bertolino a Genovesi 2003). Pozitivní vnímání organismu může sice podpořit jednání o managementu tlakem podpory veřejnosti nebo naopak přispívat k jednání proti nim (Jarić a kol. 2020). Ve spoustě případů dokázala veřejnost snahu o zásah pozdržet nebo dokonce úplně zastavit. Atraktivita druhu může vést k nechuti veřejnosti k podpoře eradikačního managementu invazních druhů až v konečném důsledku může motivovat veřejnost ke snaze zastavit veškeré snahy o jeho potlačení (Estévez a kol. 2015, Novoa a kol. 2018).

Zejména lidé bez ekologických nebo biologických znalostí často zastávají naivní názor, že druhy lze jednoduše zařadit do ekosystémů bez následků. Na druhou stranu, důsledky odstraňování druhů, jako je například kácení rozsáhlých oblastí lesa, jsou pro ně jasnější a lépe srozumitelné (Courchamp a kol. 2017).

Důležité je, jak předcházení, tak monitoring druhů s potenciálem invazního chování. V případě, že už invaze probíhá je potřeba aktivně zasahovat a zmírňovat tak její dopad. Jak globalizace a unifikace bioty rychle pokračuje, management zavlečených a invazních druhů se stává stále důležitější složkou ochrany ekosystémů a diverzity (Simberloff a kol. 2013). Takový management může vyvolávat kontroverzi a často mohou být zdržovány nebo úplně pozastaveny kvůli odporu veřejnosti. Veřejná podpora, tak může být rozhodující pro úspěch managementových zásahů. Proto je důležité pochopení základních postojů veřejnosti (Bremner a Park 2007). Podpora a účast široké veřejnosti může být klíčem k úspěchu nebo neúspěchu preventivních, kontrolních a eradikačních opatření týkajících se IAS (Bertolino a Genovesi 2003; Bremner a Park 2007) Navíc diskuse o managementu IAS a ochraně druhů často opomíjejí hodnoty, které lidé přikládají určitým organismům (Lindemann-Matthies 2016). Otázka druhové atraktivity ve vztahu k IAS rostlin však dosud nebyla systematicky prozkoumána.

Oblíbenost u ohrožených druhů má prokázaný pozitivní vliv na úsilí managementu (Jarić a kol. 2020). Oproti tomu pozitivní vnímání nebo atraktivita u invazních nepůvodních druhů obvykle představuje opačný efekt na management. Jako příklad můžeme uvést studie (Genovesi a Bertolino 2001; Bertolino a Genovesi 2003) prováděné v Itálii, kdy skupiny za práva zvířat podnikly právní kroky s cílem zastavení zkušební eradikaci invazních veverek šedých. Likvidace a odchyt byly na několik let kvůli soudu zastaveny. Po skončení procesu už nemělo smysl kvůli

rozšíření veverek v opatřeních pokračovat. Právě oblíbenost a atraktivita takových druhů může mít za následek nechuť veřejnosti k podpoře eradikačního managementu IAS až v konečném důsledku může motivovat veřejnost ke snaze zastavit veškeré snahy o jeho potlačení (Estévez a kol. 2015; Novoa a kol. 2018). Existují ale i další studie, kdy oblíbenost nepůvodního druhu pozastavila nebo znemožnila jeho odstranění z ekosystému, i když na něj má prokazatelně negativní vliv.

Oproti tomu neatraktivní vzhled, rysy chování, nebezpečnost nebo celkové negativní vnímání druhu mohou být prospěšné pro snahu o kontrolu druhu. Jeden takový případ ve své studii zmiňují i (Shine a Doody 2011). Zavlečený nepopulární druh ropuchy (*Rhinella marina*) v Austrálii má velkou síť dobrovolníků zapojenou do programů na její potlačení.

Nebezpečnost ovšem nemusí být vždy jasnou motivací. Žralok byl ve studii Albert a kol. (2018) spolu s krokodýlem zařazen na seznam 20 nejcharismatictějších druhů, avšak nebezpečí pro zdraví lidí v případě bolševníku velkolepého může být pro spoustu lidí jednou z motivací pro podporu eradikačního zásahu (Bremner a Park 2007). Na skutečnost, že vnímané charisma nemusí být vždy spojeno jen s jednoznačně pozitivním vnímáním druhu, například druhy mohou být vnímány jako charismatické a zároveň děsivé, poukázal i Lorimer (2007). To platí už pro zmiňované žraloky, ale i velké hady. V širším kontextu, zejména v ochraně přírody, ale platí, že se toto označení používá pro ty druhy, jejichž vlastnosti a chování mají sklon u lidí vyvolávat pozitivní reakce.

Veitch a Clout (2001) navrhli, že veřejnost může nahlížet na invazní druhy odlišně, a navrhli, že „nenáviděné invazní druhy“, jako jsou například krysy, byly všeobecně nesympatické, a proto s větší pravděpodobností podléhaly kontrole, zatímco u „atraktivních invazních druhů“, jako je rododendron (*Rhododendron*), bylo méně pravděpodobné, že budou kontrolováni, protože byli oblíbeni z estetických důvodů a veřejnost by s tím nemusela souhlasit.

Názory laické veřejnosti na ochranu druhů se často výrazně liší od představ zapálených ochránců přírody a odborníků. Tento rozdíl v názorech se ještě umocňuje, zvláště když se mluví o smrtelném odstranění charismatických savců (Lundberg 2010). Laická veřejnost nemusí často podporovat a souhlasit s odstraněním invazních rostlin, které vnímají jako krásné, tj. rostlin, které se obvykle používají jako okrasné rostliny do zahrad a parků (Veitch a Clout 2001, Lindemann-Matthies 2005).

Ve studii Crowley a kol. (2019) je názor na to, zda by měl být druh odstraněn či nikoli, značně ovlivněn povědomím o jeho invazním stavu a méně tím, zda se respondentům daný druh líbil nebo jej považoval za krásný, což naznačuje, že pokud jsou občané informováni o invazním statusu druhů, ochotněji podporují jeho odstranění. Na druhou stranu podle studie Fischer a kol. (2014) v konečném důsledku nezáleží na invazním statusu druhu a jeho skutečných dopadech pro ekosystém, jako na tom, jak je vnímán veřejností a ta často nemá správné znalosti. To je i jeden z důvodů proč se postoje k managementu často výrazně mezi odborníky a veřejností liší. Podle van der Wal a kol. (2015) postoje k zásahům proti druhům ovlivnila spíše subjektivně vnímaná hojnost druhu a jeho vliv na poškození přírody a ekonomiky než jeho nepůvodnost a invazní status.

Je proto nesmírně důležité vědět, jak lidé vnímají IAS a jak na ně reagují. To nám pak usnadní navrhnout vhodné postupy pro jejich management a komunikační strategii, které s větší pravděpodobností najdou přijetí mezi širokou veřejností (Fischer a van der Wal 2006). Otevřená komunikace, spolupráce a zapojení mezi vědci, ochranáři a politickou sférou, tedy všemi zainteresovanými stranami mohou výrazně snížit riziko případných konfliktů a nastolení společných cílů a kompromisů v managementu (Fischer a kol. 2014, Crowley a kol. 2017, Novoa a kol. 2018).

Pro zajištění úspěšných ochranářských snah musí vědci a správci ploch uznat a předvídat vnímání IAS širokou veřejností, a také vzít v úvahu sílu charisma a atraktivitu při plánování a provádění managementových zásahů proti IAS. Zdůraznit by měli zejména případné účinky na různé aspekty lidského blahobytu (Jarić a kol. 2020). Zejména vliv na lidské zdraví a ekonomiku je dobrá motivace pro veřejnost (Lindemann-Matthies, 2016; Bacher a kol. 2018).

Další případy, kdy odpor veřejnosti brání kontrole invazních druhů kvůli jejich charismatu a atraktivitě, zahrnují invazní populaci oblíbených norků (*Neovison spp.*) a labutí (*Cygnus spp.*) v USA a hrocha (*Hippopotamus amphibius*) v Kolumbii (Ellis a Elphick 2007, Dembitzer 2017, Crowley a kol. 2019). Tento odpor veřejnosti se projevuje i při zásazích proti nepůvodním rostlinám, jako jsou například majestátní borovice (*Pinus spp.*) nebo eukalypt (*Eucalyptus spp.*) na územích, kde tyto druhy nejsou původní (Nuñez a Simberloff 2005, Dickie a kol. 2014, Estévez a kol. 2015)

Nicméně ve své studii Bremner a Park (2007), kde se dotazovali na názor veřejnosti na různé programy kontroly nebo eradikace pro konkrétní druhy, byla

výrazně nejnižší podpora projektů zahrnujících ptáky nebo savce. Oproti tomu projekty, které zahrnovaly křídlatku japonskou (*Reynoutria japonica*) nebo bolševník obrovský (*Heracleum mantegazzianum*) se setkala velké části respondentů se silnou podporou. U rostlin se ovšem našla jedna výjimka a to rododendron, jehož odstranění by se nesesetkalo s velkou podporou. Autoři poukázali i na důležitost porozumění hodnotám a postojům, které zastává široká veřejnost. Tam, kde byli respondenti obeznámeni s kontrolními projekty, se zvýšila míra podpory managementu těchto IAS druhů. To znamená, že vysvětlování důvodů, které stojí za činnostmi kontroly nepůvodních druhů, může zvýšit podporu veřejnosti.

Atraktivní vzhled nemusí mít však vždy negativní účinek na potlačení invazního nepůvodního druhu (Jarić a kol. 2020). Lze toho využít například k motivaci lovu atraktivního druhu (Green a kol. 2017) nebo atraktivní a často i nápadný vzhled může usnadnit vyhledávání a identifikaci takového druhu (Jarić a kol. 2020) nebo motivovat veřejnost k pomoci s jejich monitoringem a výzkumem (Jarić a kol. 2021, Skuhrovec a kol. 2021).

3.7 Přístupy k hodnocení atraktivity rostlin

O vlivu člověka na zavlékání a šíření nepůvodních invazních druhů není pochyb. Je proto důležité do hloubky pochopit lidské vnímání a reakce na invazní druhy rostlin. Výzkum biologických invazí se však častěji zaměřoval spíše na ekologické aspekty IAS než na sociální vnímání a postoje lidí k nim (například studie Sharp a kol. 2011, van der Wal a kol. 2015). Studií na hodnocení atraktivity jednotlivých rostlin zatím nemáme mnoho (např. Lindemann-Matthies 2016). Studie se mnohem více věnují vnímání a hodnocení atraktivity celých částí krajiny nebo celých květinovým záhonům nebo zahrad (Hoyle a kol. 2017a, Hoyle a kol. 2017b, Hoyle a kol. 2018, Hu a kol. 2023), často i ve vztahu k biodiverzitě těchto ploch (Hoyle a kol. 2019).

Hůla a Flegr (2016) zkoumali, jakým způsobem ovlivňuje atraktivitu květu jeho barevnost, barva nebo tvar. Bylo zjištěno, že například modrá barva květů je vnímána jako nejatraktivnější, zatímco bílá barva nemá vliv na vnímanou atraktivitu. Tento výzkum poukazuje na specifické aspekty, které přispívají k atraktivitě rostlin, a rozšiřuje naše pochopení o tom, jak lidé vnímají a hodnotí různé charakteristiky rostlin.

Například ve studii zabývající se hodnocením atraktivity z fotografií jednotlivých rostlin (Lindemann-Matthies 2016) účastníci studie hodnotili pět protichůdných atributů (ošklivý/krásný, neobyčejný/obyčejný, exotický/domorodý, neznámý/známý, nechtěný/chtěný) na 7mi-stupňových škálách vybrané druhy. Oproti tomu Hoyle a kol. (2019) používali k hodnocení městské zeleně pouze tři kritéria estetického vnímání, a to estetický efekt (barva, atraktivita, zajímavost a hodnota pro bezobratlé), upravenost a jako poslední neznámost a komplexnost. Výzkum Lindemann-Matthies (2016) projevil pozitivní korelaci mezi vnímanou krásou a žádoucností rostliny, což ukazuje na tendenci lidí preferovat rostliny, které považují za esteticky přitažlivé. Naproti tomu Hoyle a kol. (2019) zjistili mimo jiné pozitivní vztah mezi vnímanou přirozeností a estetickým účinkem, což naznačuje, že výsadby, které jsou vnímány jako více přirozené, mohou být také hodnoceny jako esteticky přitažlivější. Avšak studie také poukázala na to, že lidé nejsou vždy schopni účinně rozeznat míru přirozenosti vegetace, což může komplikovat interpretaci výsledků.

Ačkoli je definice toho, co dělá druhy charismatické nebo atraktivní těžce definovatelná, víme, že k němu přispívají některé rysy. Rostliny tak mohou být atraktivní díky vlastnostem, jako je velikost a tvar, typy listů, barva květů nebo vůně (upraveno podle Shackleton a kol. 2019). Souhrnně ho tak tvoří vizuální (jako je zajímavá nebo jedinečná morfologie), čichové (vůně produkované kvetoucími rostlinami) a symbolické vnímání (abstraktní charakteristiky, které má člověk s druhem spojené).

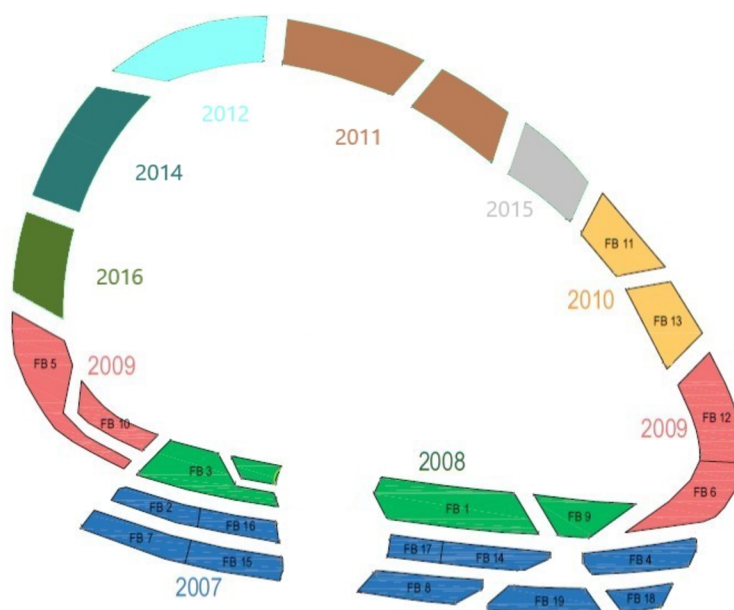
4. Metodika terénní práce

4.1 Charakteristika studijního území – pokusné trvalkové záhony

Dendrologická zahrada Průhonice se nachází nedaleko Prahy (50°01' 22" s.š, 14°56'18" v.d) slouží jako arboretum a botanická zahrada. Také je výzkumným a pokusným pracovištěm Výzkumného ústavu Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, veřejné výzkumné instituce. Zahrada se rozkládá na ploše téměř 73 hektarů a soustřeďuje okolo 8 000 taxonů rostlin.

4.1.1 Pokusné trvalkové záhony

Prvních 10 trvalkových záhonů bylo založeno v roce 2007. Další pak následovaly v letech 2008, 2009 a 2010. Výsadba pokračovala i v dalších letech, ale tyto záhony nejsou zpracovávány v rámci mé práce. Celkově se práce věnuje 19 záhonům (viz obrázek 1). Záhony byly založeny pro zahradnické účely jako demonstrační plocha tzv. autoregulačního přístupu (Baroš a Martinek 2011).



Obrázek 1: Nákres pokusných trvalkových záhonů s rokem založení a kódovým označením jednotlivých záhonů (Kutlvašr a kol. 2019).

Název záhonu	Kód záhonu	Rok založení záhonu
Stříbrné léto	FB 7	2007
Sen letní noci	FB 15	2007
Kvetoucí sen	FB 17	2007
Kvetoucí mozaika	FB 16	2007
Kvetoucí závoj	FB 19	2007
Kvetoucí vlna	FB 18	2007
Exotická kvetoucí směs	FB 14	2007
Tanec trav	FB 8	2007
Rozkvetlá sezona	FB 4	2007
Průhonická pestrá směs	FB 2	2007
Indiánské léto	FB 5	2009
Malé indiánské léto	FB 10	2009
Purpurová prairie	FB 3	2008
Prerijní léto	FB 1	2008
Nizkostébelná prerijní směs	FB 9	2008
Sluneční prairie	FB 6	2009
Červánková prairie	FB 12	2009
Domácí květnice	FB 13	2010
Barevna peleta	FB 11	2010

Tabulka 1: Seznam pokusných trvalkových záhonů. Barvy řádků odpovídají rokům založení.

4.2 Sběr dat o invazním chování

Výzkum navazuje na dvě předchozí studie prováděné na těchto pokusných záhonech Kutlvašr a kol. (2019) a Kutlvašr a kol. (2020) a práce Adama Baroše a Pavla Matisky (nepublikováno) v oblasti vizuálního hodnocení záhonů. První studie hodnotila přežívání jednotlivých druhů vysazených okrasných rostlin. Druhá studie se zaměřila na změny ve složení okrasných společenstev v čase. Výsledky dotazníkových šetření A. Baroše nebyly dosud zpracovány. Jeho data v mé práci používám.

4.3 Hodnocení atraktivity

Sběr data byl koordinován A. Barošem a P. Matiskou. U záhonů hodnotili pozorovatelé, jak subjektivně vnímají pět věcí: celkové hodnocení, barevnost záhonu (květy, listy, zbarvení...), jeho struktura (uspořádání), čistota/uklizenost (jak faktická, tak i vizuální, pocitová) a život na záhonu (poletující a lezoucí hmyz, ptactvo aj.).

U celkového hodnocení a barevnosti probíhalo oceňování záhonů na stejném principu jako ve škole, se známkami od 1 do 5. Struktura záhonu, čistota/uklizenost, život záhonu se hodnotily na škále od 1–3. Jedna bylo nejlepší hodnocení. Podrobnosti v tabulkách 6. a 7. v příloze.

Data byla sbírána v pravidelných intervalech od roku 2009 do roku 2016, v období od prvního týdne v dubnu do prvního týdne v prosinci. Pro naši analýzu jsme se rozhodli vyfiltrovat data od prvního týdne v květnu do prvního týdne v listopadu, abychom zaznamenali zejména kvetoucí fázi záhonů. V období od května do června byla data sbírána dvakrát do měsíce, a to vždy v prvním a třetím týdnu v měsíci z důvodu rychlého odkvétání cibulovin. Ostatní data už byla sbírána vždy v prvním týdnu měsíce. Vyfiltrovaná data byla následně rozdělena do tří hlavních podskupin: jaro (květen 1. týden, květen 3. týden, červen 1. týden), léto (červen 3. týden, červenec 1. týden, srpen 1. týden), podzim (září 1. týden, říjen 1. týden, listopad 1. týden).

Vzhledem k vývoji a rozdílnému roku zakládání záhonů jsme vybrali nejvyšší možné společné stáří pro všechny záhony a to 4, 5 a 6 rok od založení. Období I. u záhonů, které byly založeny v roce 2007 (záhony označené modře) jsme odděleně zpracovali ještě období 7, 8 a 9 roku od založení, období II. V období I. byla získána data z 19 záhonů a z období II. z 9 záhonů, a to vždy pro jaro, léto, podzim. Konečná vyfiltrovaná data ke zpracování obsahují 8 783 záznamů hodnocení.

Vybrané roky, sezóny a kritéria hodnocení jsem zprůměrovala a dopočítala k nim střední chybu průměru. Tyto data jsem použila na vytvoření tabulek a grafů s celkovými výsledky a výsledky pro jednotlivé záhony (viz tabulka 2–4).

Mnou studované výzkumy pocházely z náhodné skupiny lidí získané formou dotazníků, případně doplněné o polostrukturované rozhovory. Studie byly většinou krátkodobé během jednoho roku nebo ročního období. Pokud se jednalo o posuzování částí výsadby na přímo, například procházkou částí parku nebo botanické zahrady, tazatelé dbali i na podobné podmínky počasí. Respondenti hodnotili většinou několik aspektů na škálové stupnici.

4.4 Změna vegetace

Data pro změnu vegetace pochází ze studie Kutlvašr a kol. (2020). Pro zkoumání změn ve společenstvech v průběhu času byla vypočítána euklidovská vzdálenost mezi

původním a recentním stavem společenstev v multidimenzionálním ordinačním prostoru. Výpočet pozic byl realizován s použitím kanonické korespondenční analýzy (CCA; ter Braak a Šmilauer, 1998), přičemž byla zohledněna pokryvnost jednotlivých taxonů, které byly logaritmicky transformovány ($Y' = 1 + Y$) pro zajištění přesnosti analýzy. Vzdálenost mezi původním a recentním společenstvem na každé ploše byla vypočtena na základě prvních čtyř os kanonická korespondenční analýza (CCA) a poté průměrována pro každé FB, čímž byla získána hodnota označovaná jako průměrná změna.

4.5 Použité statistické metody

Korelační analýza byla prováděna za účelem posouzení vztahů mezi hodnocením atraktivity rostlin a proměnnými, jako průměrná změna a průměrné hodnocení atraktivity za I. i II. období. Analýza dále zahrnovala biodiverzitu podle Shannon-Wienerova indexu a počet nepůvodních druhů, přičemž korelace těchto dvou proměnných byla vypočítána pouze s průměrným hodnocením atraktivity za I. období. Použitím Pearsonova korelačního koeficientu r v softwaru RStudio (verze 2023.06.0) a R (verze 4.3.1 .2023) (Crawley 2007) byly vypočítány korelační koeficienty a odpovídající p -hodnoty pro stanovení statistické významnosti. Analýza se zaměřila na zjištění, zda existuje statisticky významný vztah, přičemž hranice pro významnost byla stanovena na $p < 0,05$.

5. Výsledky

5.1 Hodnocení atraktivity

Ve všech hodnocených kategoriích dosahovaly záhony lepšího hodnocení v I. hodnoceném období (viz tabulka 1 a obrázek 3). Tedy ve stáří záhonu mezi čtvrtým až šestým rokem od založení. Ve II. období (sedmý až devátý rok) u všech pozorovaných záhonů hodnocení klesala.

Vůbec nejvyššího celkového hodnocení dosáhly záhony na podzim I. období. Všechny záhony pak souhrnně obdržely nejnižší hodnocení v létě II. období. Nejnižšího hodnocení ze všech výsledků dosáhl záhon Indiánská směs na jaře I. období, a to za čistotu a uklizenost.

Záhon s nejvyšším celkovým hodnocením byl záhon Exotická kvetoucí směs. Tento záhon byl hodnocen i jako nejbarevnější. Na dalších místech se umístily Kvetoucí mozaika a Prérijní léto. Exotická kvetoucí směs a Kvetoucí mozaika byly i záhony nejlépe hodnocené ve II. Období. Záhonem s celkově nejnižším hodnocením byl záhon Tanec trav v I. období. Tento záhon měl nejnižší celkové hodnocení i ve II. Období. Vůbec nejnižšího celkového hodnocení záhon dosáhl v létě.

Nejnižší úroveň čistoty a uklizenosti pro záhon hodnotili pozorovatelé u Tanec trav v I. i II. období. Celkově nejméně uklizené byly záhony na jaře II. období. Nejvyšší úroveň čistoty a uklizenosti dosahovaly záhony na podzim I. období a nejuklizenější se jevil záhon Exotická kvetoucí směs na podzim. Tento záhon byl i nejuklizenější ve II. období.

U struktury záhonů dosahovaly opět nejlepšího hodnocení záhony na podzim I. období. Konkrétně nejlépe hodnocené byly záhony Exotická kvetoucí směs a Nízkostébelná prérijní směs. I ve druhém období byla nejlépe hodnoceným záhonem Exotická kvetoucí směs. Během I. období byly záhony souhrnně nejlépe hodnoceny na podzim, v II. období pak na jaře. U nejnižších hodnocení struktury se období prohodila. Nejlépe hodnocené bylo jaro I. období, pro II. období to byl podzim. Pro obě období byl záhon s nejnižším hodnocením Barevná paleta, pro II. období byl nejnižše hodnoceným záhonem Průhonická pestrá směs.

Celkově nejlépe byl život na záhonu vnímán u záhonu stříbrné léto ve I. období. Tento záhon byl nejlépe hodnocen za život na záhonu i ve II. období. Shodného nejhoršího hodnocení dosáhl život na záhonu v létě I. období u záhonů Červánková prerie a Sluneční prerie. Ovšem nejhůře celkově hodnoceným záhonem pro všechna roční období za život na záhonu byla Rozkvetlá sezóna v II. období. Za I. období byl život na záhonu hodnocen nejnižší na záhonu Červánková prerie.

Barevnost byla nejlépe hodnocena u záhonu Exotická kvetoucí směs a to v I. období. V druhém období byla nejlépe hodnocena Kvetoucí mozaika a Exotická kvetoucí směs byla hodnocena druhá nejlépe. Nejhůře byla barevnost vnímána u záhonu Tanec trav ve II. období. Druhé nejnižší hodnocení dosáhl opět záhon Tanec trav v I. období. Ze všech ročních období byla barevnost nejhůře hodnocená u záhonu Barevná paleta na jaře I. období. Všechny výsledné hodnoty jsou zpracovány v tabulce 2–4 a obrázkových grafech 2–21 (v příloze).

Období	Čistota, uklizenost	Struktura záhonu	Život na záhonu	Barevnost	Celkové hodnocení
I.	1,24±0,65	1,46±0,79	1,83±0,87	2,19±1,20	2,26±1,20
Jaro	1,1±0,54	1,37±0,73	1,92±0,83	2,1±1,16	2,09±1,14
Léto	1,16±0,56	1,46±0,77	1,53±0,71	2,06±1,13	2,16±1,12
Podzim	1,47±0,76	1,55±0,85	2,03±0,97	2,41±1,27	2,54±1,28
II.	1,13±0,62	1,42±0,81	1,83±0,95	1,92±1,20	2,03±1,17
Jaro	1,09±0,6	1,48±0,78	1,94±0,89	1,93±1,08	2,04±1,08
Léto	1,07±0,53	1,42±0,81	1,57±0,82	1,91±1,15	2±1,13
Podzim	1,23±0,71	1,34±0,85	1,98±1,07	1,93±1,28	2,05±1,29
Celkový součet	1,2±0,64	1,44±0,8	1,83±0,9	2,09±1,2	2,17±1,19

Tabulka 2: Souhrnné hodnocení atraktivity záhonů

I. období	Čistota, uklizenost	Struktura záhonu	Život na záhonu	Barevnost	Celkové hodnocení
Barevná peleta	1,11±0,59	1,07±0,56	1,81±0,93	1,51±1,02	1,52±0,96
Jaro	0,95±0,36	1,01±0,43	1,81±0,85	1,21±0,72	1,2±0,66
Léto	1,05±0,5	1,04±0,47	1,48±0,73	1,46±0,86	1,42±0,81
Podzim	1,32±0,79	1,17±0,73	2,13±1,07	1,86±1,29	1,93±1,17
Červánková prerie	1,27±0,78	1,66±0,93	1,67±0,94	2,15±1,25	2,29±1,27
Jaro	1,11±0,66	1,53±0,87	1,8±0,88	1,79±1,02	1,96±1,03
Léto	1,25±0,7	1,77±0,92	1,36±0,74	2,3±1,22	2,42±1,26
Podzim	1,44±0,93	1,67±0,99	1,85±1,09	2,36±1,42	2,49±1,43
Domácí květnice	1,25±0,69	1,67±0,95	1,79±0,93	2,08±1,22	2,28±1,27
Jaro	1,1±0,52	1,7±0,93	1,83±0,86	2,06±1,09	2,13±1,08
Léto	1,2±0,66	1,59±0,92	1,49±0,78	1,8±1,13	2,05±1,21
Podzim	1,46±0,82	1,74±1,01	2,04±1,04	2,37±1,36	2,68±1,42
Exotická kvetoucí směs	1,5±0,71	1,88±0,77	1,97±0,76	2,81±1,27	3,09±1,29

Jaro	1,17±0,51	1,63±0,68	1,93±0,73	2,16±1,08	2,48±1,17
Léto	1,39±0,64	1,81±0,82	1,83±0,7	2,98±1,29	3,08±1,29
Podzim	1,96±0,71	2,22±0,7	2,15±0,82	3,3±1,15	3,71±1,12
Indiánské léto	1,13±0,65	1,23±0,71	1,81±0,95	2,13±1,29	2,14±1,23
Jaro	0,93±0,42	1,12±0,6	1,92±0,91	1,9±1,07	1,77±1,06
Léto	1,12±0,58	1,24±0,62	1,46±0,72	1,83±1,13	1,99±1,06
Podzim	1,33±0,82	1,33±0,87	2,04±1,09	2,66±1,47	2,65±1,37
Kvetoucí mozaika	1,35±0,63	1,67±0,7	2,02±0,77	2,7±1,22	2,8±1,18
Jaro	1,3±0,58	1,6±0,68	2,12±0,74	2,75±1,21	2,73±1,22
Léto	1,19±0,55	1,6±0,75	1,82±0,7	2,7±1,34	2,67±1,27
Podzim	1,57±0,69	1,8±0,66	2,13±0,84	2,66±1,12	3±1,04
Kvetoucí sen	1,2±0,54	1,77±0,83	1,87±0,77	2,22±1,06	2,32±1,05
Jaro	1,15±0,55	1,63±0,75	1,91±0,73	2,21±1,09	2,14±1,12
Léto	1,09±0,42	1,81±0,88	1,52±0,63	1,84±0,94	2,05±0,88
Podzim	1,38±0,6	1,86±0,85	2,18±0,81	2,6±1,01	2,79±0,98
Kvetoucí vlna	1,4±0,69	1,47±0,71	1,85±0,78	2,34±1,09	2,41±1,1
Jaro	1,13±0,51	1,28±0,63	1,83±0,68	1,71±0,88	1,75±0,94
Léto	1,33±0,66	1,4±0,68	1,67±0,7	2,54±0,95	2,47±0,95
Podzim	1,76±0,73	1,73±0,75	2,05±0,91	2,77±1,14	3,02±1,03
Kvetoucí závoj	1,29±0,59	1,49±0,78	1,89±0,8	2,25±1,12	2,3±1,03
Jaro	1,2±0,58	1,48±0,78	1,92±0,8	2,3±1,15	2,27±1,09
Léto	1,31±0,6	1,61±0,86	1,72±0,68	2,4±1,1	2,42±1,03
Podzim	1,37±0,6	1,38±0,7	2,04±0,89	2,05±1,08	2,21±0,98
Male indiánské léto	1,07±0,6	1,12±0,64	1,8±0,98	1,99±1,18	1,91±1,11
Jaro	0,97±0,49	1,18±0,66	2±0,94	2,07±1,12	1,97±1,1
Léto	1,02±0,52	1,1±0,59	1,48±0,75	1,84±1,08	1,82±1,03
Podzim	1,22±0,73	1,08±0,68	1,91±1,13	2,06±1,31	1,95±1,2
Nížkostébelná préríjní	1,37±0,8	1,76±0,99	1,75±0,88	2,23±1,26	2,53±1,37
Jaro	1,06±0,58	1,51±0,9	1,73±0,86	1,98±1,12	2,16±1,29
Léto	1,17±0,6	1,72±0,93	1,47±0,66	1,87±1,05	2,29±1,16
Podzim	1,88±0,91	2,06±1,05	2,05±1	2,84±1,38	3,13±1,46
Préríjní léto	1,19±0,65	1,55±0,76	1,82±0,95	2,54±1,3	2,74±1,29
Jaro	1±0,55	1,42±0,74	2,13±1	2,81±1,47	2,76±1,41
Léto	1,07±0,53	1,59±0,71	1,42±0,69	2,35±1,1	2,59±1,08
Podzim	1,49±0,73	1,65±0,81	1,91±1	2,46±1,27	2,87±1,37
Průhonická pestrá směs	1,21±0,54	1,28±0,65	1,96±0,81	2,48±1,07	2,28±0,95
Jaro	1,19±0,57	1,25±0,66	2,1±0,74	2,64±1,07	2,43±0,99
Léto	1,06±0,39	1,28±0,65	1,78±0,72	2,45±1,05	2,19±0,92
Podzim	1,37±0,6	1,3±0,66	2±0,94	2,34±1,09	2,22±0,94
Purpurová prerie	1,16±0,62	1,46±0,74	1,8±0,92	2,49±1,3	2,53±1,27
Jaro	1,01±0,54	1,49±0,75	2,01±0,95	2,76±1,43	2,72±1,3
Léto	1,09±0,52	1,45±0,7	1,44±0,73	2,14±1,11	2,34±1,14
Podzim	1,36±0,72	1,45±0,79	1,94±0,97	2,59±1,28	2,52±1,33
Rozkvetlá sezona	1,25±0,55	1,37±0,68	1,7±0,8	1,88±0,93	2,02±0,96
Jaro	1,16±0,51	1,28±0,61	1,77±0,72	1,9±0,96	1,93±0,89

Léto	1,14±0,47	1,28±0,59	1,39±0,62	1,64±0,81	1,8±0,84
Podzim	1,44±0,61	1,56±0,79	1,94±0,92	2,09±0,98	2,35±1,05
Sen letní noci	1,29±0,61	1,22±0,55	1,88±0,8	2,06±0,96	1,98±0,94
Jaro	1,24±0,64	1,18±0,54	1,92±0,68	1,94±0,92	1,84±0,92
Léto	1,12±0,48	1,16±0,48	1,49±0,67	1,86±0,83	1,83±0,82
Podzim	1,51±0,65	1,33±0,61	2,22±0,86	2,4±1,05	2,26±1,02
Sluneční prémie	1,27±0,78	1,66±0,93	1,74±0,94	2,31±1,32	2,46±1,31
Jaro	1,08±0,6	1,34±0,74	1,88±0,9	2,31±1,27	2,23±1,14
Léto	1,17±0,63	1,74±0,89	1,36±0,74	1,9±1,09	2,21±1,14
Podzim	1,57±0,98	1,9±1,06	1,99±1,06	2,72±1,45	2,94±1,51
Stříbrné léto	1,24±0,57	1,35±0,61	1,88±0,8	2,13±1,03	2,15±0,99
Jaro	1,1±0,48	1,25±0,58	1,9±0,71	1,89±0,91	1,9±0,95
Léto	1,14±0,5	1,33±0,59	1,51±0,65	1,99±0,98	2,1±0,96
Podzim	1,48±0,63	1,48±0,63	2,23±0,86	2,51±1,1	2,46±1,01
Tanec trav	1,06±0,39	1,09±0,42	1,79±0,83	1,46±0,79	1,4±0,77
Jaro	1,06±0,42	1,08±0,45	2,05±0,75	1,61±0,85	1,49±0,85
Léto	0,99±0,29	1,07±0,41	1,37±0,62	1,28±0,63	1,22±0,54
Podzim	1,13±0,44	1,11±0,42	1,95±0,94	1,5±0,85	1,48±0,85
Celkový součet	1,24±0,65	1,46±0,79	1,83±0,87	2,19±1,2	2,26±1,2

Tabulka 3: Hodnocení atraktivity jednotlivých záhonů v I. období

II. Období	Čistota, uklizenost	Struktura záhonu	Život na záhonu	Barevnost	Celkové hodnocení
Exotická kvetoucí směs	1,23±0,66	1,65±0,87	1,87±0,91	2,2±1,21	2,43±1,23
Jaro	1,29±0,67	1,87±0,85	1,96±0,83	2,09±1,06	2,45±1,11
Léto	1,06±0,5	1,53±0,82	1,66±0,78	2,28±1,24	2,46±1,27
Podzim	1,34±0,75	1,54±0,91	1,99±1,08	2,23±1,31	2,37±1,32
Kvetoucí mozaika	1,12±0,56	1,63±0,84	1,96±0,94	2,32±1,27	2,5±1,27
Jaro	1,08±0,5	1,7±0,81	2,09±0,87	2,29±1,16	2,51±1,22
Léto	1,06±0,48	1,6±0,8	1,73±0,85	2,32±1,31	2,45±1,19
Podzim	1,22±0,67	1,59±0,92	2,08±1,05	2,33±1,36	2,55±1,38
Kvetoucí en	1,12±0,58	1,76±0,89	1,92±0,96	2,07±1,17	2,32±1,16
Jaro	1,01±0,41	1,73±0,79	2,09±0,87	1,97±1,01	2,17±0,96
Léto	1,06±0,48	1,79±0,9	1,56±0,84	1,81±1,11	2,18±1,12
Podzim	1,3±0,74	1,77±0,96	2,11±1,05	2,43±1,3	2,61±1,33
Kvetoucí vlna	1,13±0,62	1,33±0,83	1,71±0,95	1,85±1,15	2±1,13
Jaro	1,05±0,51	1,41±0,81	1,68±0,89	1,56±0,95	1,71±1,01
Léto	1,07±0,55	1,25±0,8	1,56±0,86	2,12±1,16	2,13±1,06
Podzim	1,28±0,75	1,33±0,88	1,9±1,06	1,88±1,25	2,18±1,25
Kvetoucí závoj	1,13±0,68	1,47±0,89	1,8±0,99	1,88±1,23	1,94±1,18
Jaro	1,11±0,61	1,59±0,86	1,87±0,94	1,93±1,22	2,04±1,14
Léto	1,13±0,69	1,53±0,91	1,71±0,9	2,12±1,2	2,1±1,18
Podzim	1,13±0,73	1,28±0,89	1,83±1,11	1,59±1,21	1,67±1,18
Průhonická pestrá směs	1,12±0,78	1,16±0,63	1,88±0,95	1,86±1,11	1,84±1,05

Jaro	1,21±1,1	1,26±0,63	2,01±0,9	2,12±1,17	2,13±1,09
Léto	1,04±0,47	1,13±0,61	1,57±0,79	1,73±1,01	1,7±0,95
Podzim	1,12±0,63	1,08±0,64	2,05±1,08	1,73±1,1	1,71±1,05
Rozkvetlá sezona	1,07±0,54	1,26±0,69	1,68±0,93	1,62±0,98	1,71±1
Jaro	0,98±0,42	1,31±0,66	1,81±0,9	1,79±0,98	1,84±0,94
Léto	1,01±0,46	1,29±0,73	1,41±0,78	1,52±0,88	1,59±0,89
Podzim	1,23±0,67	1,18±0,68	1,82±1,06	1,56±1,08	1,71±1,15
Sen letní noci	1,15±0,6	1,25±0,71	1,85±0,95	1,91±1,13	1,93±1,07
Jaro	1,07±0,49	1,32±0,71	1,98±0,88	2,04±1,07	2,03±1,07
Léto	1,06±0,48	1,24±0,69	1,41±0,75	1,58±0,98	1,7±0,91
Podzim	1,32±0,75	1,21±0,74	2,15±1,06	2,1±1,27	2,06±1,2
Stříbrné léto	1,18±0,62	1,47±0,76	1,88±0,92	2,13±1,2	2,28±1,21
Jaro	1,04±0,47	1,32±0,63	1,9±0,83	1,78±0,91	1,84±0,93
Léto	1,16±0,56	1,62±0,78	1,58±0,79	2,13±1,2	2,33±1,17
Podzim	1,33±0,76	1,48±0,82	2,17±1,03	2,48±1,36	2,67±1,37
Tanec trav	1,02±0,47	1,12±0,63	1,76±0,92	1,44±0,9	1,43±0,89
Jaro	1±0,4	1,19±0,63	2,07±0,86	1,73±0,91	1,68±0,91
Léto	0,96±0,37	1,13±0,57	1,38±0,72	1,25±0,75	1,28±0,8
Podzim	1,1±0,61	1,05±0,68	1,83±1,03	1,35±0,97	1,32±0,91
Celkový součet	1,13±0,62	1,42±0,81	1,83±0,95	1,92±1,17	2,03±1,17

Tabulka 4: Hodnocení atraktivity jednotlivých záhonů ve II. období

5.2 Korelace atraktivity s druhovým složením

V průběhu analýzy bylo zjištěno, že průměrné hodnocení atraktivity za I. období a průměrná změna neprokázaly statisticky významnou korelaci ($r=-0,23$; $p=0,35$). Ve srovnání s tím průměrné hodnocení atraktivity za II. období a průměrná změna ukázaly silnější zápornou korelaci ($r=-0,60$), přičemž hodnota $p=0,07$ naznačuje možnou tendenci k významnosti, i když stále nad konvenční hranici statistické významnosti 0,05.

Dále byl zkoumán vztah mezi průměrným hodnocením atraktivity za I. období a Shannon-Wienerovým indexem rozmanitosti. Zde byla nalezena mírně záporná korelace ($r=-0,42$; $p=0,077$), což naznačuje, že s rostoucí atraktivitou může souviset nižší biodiverzita, ačkoli tato asociace nebyla statisticky významná.

Při posuzování vztahu mezi průměrným hodnocením atraktivity za I. období a počtem nepůvodních druhů byla korelace velmi slabá a nevýznamná ($r=0,02$; $p=0,93$), což ukazuje, že atraktivita není spojena s přítomností invazních druhů.

Z těchto výsledků vyplývá, že atraktivita rostlin může mít určitý, ale ne významný vliv na změny v rostlinných společenstvech. Výsledky také poukazují na potřebu dalšího výzkumu s většími vzorky nebo uplatněním rozsáhlejších statistických metod, aby se mohlo lépe porozumět tomuto složitému vztahu.

Proměnná 1	Proměnná 2	Korelace(r)	Hodnota p
Průměrné hodnocení atraktivity za I. období	Průměrná změna	-0.23	0.35
Průměrné hodnocení atraktivity za II. období	Průměrná změna	-0.60	0.07
Průměrné hodnocení atraktivity za I. období	Shannon Wiener index	-0.42	0.08
Průměrné hodnocení atraktivity za I. období	Počet nepůvodních druhů	0.022	0.93

Tabulka 5: Výsledky korelační analýzy

6. Diskuze

Tato bakalářská práce se zaměřila na prozkoumání atraktivity okrasných rostlin a jejich invazního potenciálu, přičemž klíčovým cílem bylo pochopit, jak se tyto aspekty vzájemně ovlivňují. Existuje malé množství prací zabývajících se tímto tématem. Proto tato práce přináší nový vhled do dynamiky mezi estetickou atraktivitou a invazním potenciálem okrasných rostlin.

Výsledky práce poukazující na významné změny ve vnímání atraktivity mezi dvěma hodnocenými obdobími, naznačují, že vnímání atraktivity je proměnlivé a může být ovlivněno řadou faktorů. Porovnání zjištění s předchozími studiemi, jako jsou ty od Lindemann-Matthies (2016), Hoyle a kol. (2017a, 2017b), Kueffer a Kull (2017), Huyes a kol. (2023), Remmele a Lindemann-Matthies (2023) ukazuje, že estetická přitažlivost může hrát zásadní roli ve veřejném vnímání a přijetí rostlin, včetně těch s invazním potenciálem.

Jak ukazují výsledky hodnocení atraktivity, atraktivita záhonů prošla změnami mezi prvním a druhým hodnoceným obdobím, což naznačuje dynamickou povahu estetického vnímání v čase. Stejného výsledku dosáhl i Hoyle a kol. (2018). Vysvětlili to rozdílným složením a kvetoucí fází v průběhu roku.

Záhon s nejvyšším hodnocením atraktivity měl zároveň i nejvyšší hodnocení barevnosti. To by mohlo poukazovat na vztah mezi barevností a vnímanou atraktivitou záhonu. Ve studii Hoyle a kol. (2018) byly výsadby s vysokou barevnou diverzitou vnímány jako výrazně atraktivnější než ty s nízkou barevnou diverzitou. Vnímanou atraktivitu může ovlivnit i převládající barva květů na záhonu. Některé barvy ovlivňují atraktivitu více a jiné na hodnocení nemají vliv (Hůla a Flegr 2016).

V rámci bakalářské práce byla provedena i korelační analýza s cílem prozkoumat možné vztahy mezi atraktivitou okrasných rostlin a třemi klíčovými proměnnými: změnou v čase, indexem diverzity a počtem nepůvodních druhů. Mezi atraktivitou a těmito proměnnými nebyla prokázána signifikantní korelace. Tento výsledek je v kontrastu s některými předchozími studiemi, které prokázaly vztah mezi atraktivitou rostlin a jejich diverzitou, stejně jako s počtem nepůvodních druhů. Hoyle a kol. (2017a) naznačují, že výsadby nejméně přirozené druhové struktury jsou spojeny s pozitivním vnímáním, kdy se aktivuje stavem spojeným se vzrušením a nadšením. V další studii byla jako nejpestřejší, nejatraktivnější a nejzajímavější

hodnocena už od pohledu silně nepůvodní výsadba (Hoyle a kol. 2017b). Výsledky studie Hoyle a kol. (2019) ukázaly, že výsadba poskytující nejvyšší přírodní biodiverzitu (nejpřirozenější druhové složení) byla ve skutečnosti vnímána jako nejméně atraktivní v porovnání s výsadbami s různými složenými nepůvodních rostlin. Oproti tomu v jejich další studii Hoyle a kol. (2018) se tento vztah neprokázal. Tyto rozdíly v zjištěních mohou být důsledkem řady faktorů, včetně rozdílů v metodologii, geografického umístění studovaných vzorků nebo specifických kritérií použitých pro hodnocení atraktivity.

Analýza korelací zdůrazňuje, že vztah mezi atraktivitou a invazním potenciálem je komplexní a vyžaduje další výzkum pro hlubší pochopení. Zjistili jsme, že i když některé výsledky naznačují možnou korelaci, je důležité pokračovat ve výzkumu, aby byly tyto vztahy lépe pochopeny a mohly být přijaty informované rozhodnutí o výsadě a managementu okrasných rostlin.

Celkově zjištění přinášejí nové pohledy na vztah mezi atraktivitou okrasných rostlin a jejich potenciálním invazním chováním, a zdůrazňují potřebu dalšího výzkumu v této oblasti. Je zřejmé, že pro plné pochopení těchto dynamik je zapotřebí komplexní přístup, který zahrnuje nejen biologické, ale i sociální a kulturní faktory ovlivňující rozhodování o výběru rostlin.

Pochopit estetické vnímání a emoce lidí vůči rostlinám je nesmírně důležité charisma nepůvodního druhu má prokazatelně pozitivní vliv na jeho úspěšnost v invazi do nepůvodních území, ale může i výrazně zvýšit jeho šance na setrvání v místech introdukce (Lindemann-Matthies 2016). Veřejnost často váhá podporovat eradikační opatření proti druhům, které vnímá pozitivně. Příkladem jsou právní zásahy proti eradikaci veverek šedých v Itálii (Genovesi a Bertolino 2001; Bertolino a Genovesi 2003), kde atraktivita druhů vedla k odporu veřejnosti. Nicméně, správné informování veřejnosti o negativních dopadech těchto druhů může toto vnímání obrátit ve prospěch podpory managementových zásahů (Jarić a kol. 2020). Ochota podporovat případný management může být podpořena znalostí invazního statusu druhu (Remmele a Lindemann-Matthies 2023) nebo zkušeností s negativním dopadem druhu (Kueffer a Kull 2017). Tento fakt zdůrazňuje potřebu efektivní komunikace a vzdělávání jako klíčových prvků v úspěšném managementu invazních druhů, přičemž multidisciplinární přístup a zohlednění sociálně-psychologických aspektů hrají v tomto procesu nezastupitelnou roli (Lindemann-Matthies 2016).

7. Závěr

Tématem této práce bylo především zpracovat existující data hodnocení trvalkových záhonů a navrhnout způsob, jak analyzovat data o invazním úspěchu a atraktivitě v budoucnu.

Z analyzovaných dat hodnocení atraktivity je patrná klesající atraktivita záhonů s časem od data výsadby, proto jsme porovnali výsledné data atraktivity s výsledkem studie Kutlvašr a kol. (2020), zkoumající změnu druhového složení na záhonech mezi počátečním vysazením a situací v roce 2016. Tato analýza nepřinesla signifikantní výsledky.

Pokles atraktivity záhonů v čase by mohl být spojen i s poklesem nepůvodních druhů ve společenstvech záhonů (Kutlvašr a kol. 2020). Podle výsledků jiných studií jsou nejatraktivnější výsadby spojeny s vysokým složením nepůvodních druhů (Hoyle a kol. 2019), ale ani tato analýza nepřinesla prokazatelný vztah.

Zároveň bych pro další výzkum navrhla doplnit hodnocení atraktivity rostlin vyskytujících se v záhonech. Pro ně bych na základě analýzy použitého hodnocení v jiných studiích (například Lindemann-Matthies 2016, Hůla a Flegr 2016) navrhla hodnocení pro atraktivitu rostliny, hodnocení barvy a tvaru květů, atraktivitu tvaru listů, velikost květů. K tomu doplnit údaje o průměrné velikosti květů a listů a jestli se jedná o invazní rostlinu. Některé barvy květu jsou vnímány jako krásné více než jiné, a barvy jako bílá nebo oranžová nemá na hodnocení vliv (Hůla a Flegr 2016), proto se nabízí zjistit, jestli převládající barva květů v záhonu souvisí s hodnocením atraktivity.

Souhrnné hodnocení rostlin bychom dále porovnali s výsledným hodnocením záhonů, případně jak vytlačení druhu změnilo atraktivitu záhonu a zda mezi atraktivitou potlačeného druhu souvisí i změna hodnocení atraktivity záhonu.

Z výsledků studie Hoyle a kol. (2017a) víme, že vysoká pokryvnost je vnímána jako vysoce atraktivní. Zejména pokryvnost nad 27 % vyvolává silný obdiv. Proto jako jedna z možností pokračujícího výzkumu je možné porovnat pokryvnost květů na záhonu s výsledky hodnocené atraktivity záhonu.

Tato bakalářská práce splnila své hlavní cíle: prozkoumala data o atraktivitě a invazním potenciálu trvalkových záhonů a představila nový způsob, jak hodnotit tyto

aspekty do budoucna. Zjistili jsme, že vztah mezi krásou okrasných rostlin a jejich schopností stát se invazními není přímočarý, což otevírá dveře pro další zkoumání.

Práce rozšiřuje předchozí studie Kutlvašr a kol. (2019) a Kutlvašr a kol. (2020), přináší nový pohled na to, jak se atraktivita záhonů mění v čase a jak to souvisí s invazním úspěchem rostlin. I když se nepodařilo najít silné vztahy mezi atraktivitou a různými ekologickými faktory, jak naznačovaly předchozí studie, tato zjištění jsou důležitým příspěvkem k dalším badáním. Upozorňují na potřebu hlouběji zkoumat, jak estetika a ekologie spolu souvisí, a poukazují na důležitost promyšleného výběru rostlin, který zohledňuje jejich dopad na přírodu a podporuje udržitelné zahradničení.

Celkově práce rozšiřuje dosavadní poznání a zdůrazňuje, jak je důležité dál se věnovat tomuto tématu, abychom lépe rozuměli složité rovnováze mezi krásou našich zahrad a ochranou biodiverzity.

8. Literatura

- Albert, C., Luque, G. M., Courchamp, F. 2018: The twenty most charismatic species. *PloS one*. 13 (7). e0199149.
- Anderson, L. G., Rocliffe, S., Haddaway, N. R., Dunn, A. M. 2015: The role of tourism and recreation in the spread of non-native species: a systematic review and meta-analysis. *PloS one*. 10 (10). e0140833.
- Arianoutsou, M., Bazos, I., Christopoulou, A., Kokkoris, Y., Zikos, A., Zervou, S., Delipetrou, P., Cardoso, A. C., Deriu, I., Gervasini, E. 2021: Alien plants of Europe: introduction pathways, gateways and time trends. *PeerJ*. 9. e11270.
- Bacher, S., Blackburn, T. M., Essl, F., Genovesi, P., Heikkilä, J., Jeschke, J. M., Jones, G., Keller, R., Kenis, M., Kueffer, C. 2018: Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*. 9 (1). 159–168.
- Baroš, A., Martinek, J. 2011: Trvalkové výsadby s vyšším stupněm autoregulace a extenzivní údržbou. Certifikovaná metodika. VÚKOZ, Průhonice. 84 s.
- Bellard, C., Thuiller, W., Leroy, B., Genovesi, P., Bakkenes, M., Courchamp, F. 2013: Will climate change promote future invasions?. *Global change biology*. 19 (12). 3740–3748.
- Bertolino, S., Genovesi, P. 2003: Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy, and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation*. 109 (3).
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., Nentwig, W. 2014: A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS biology*. 12 (5). e1001850.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M. 2011: A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in ecology & evolution*. 26 (7). 333–339.
- Braak, C. J. F. ter, Smilauer, P. 1998: CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for Canonical Community Ordination (version 4). Centre for Biometry.
- Bradley, B. A., Blumenthal, D. M., Early, R., Grosholz, E. D., Lawler, J. J., Miller, L. P., Sorte, C. J. B., D'Antonio, C. M., Diez, J. M., Dukes, J. S. 2012:

- Global change, global trade, and the next wave of plant invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 10 (1). 20–28.
- Bradley, B. A., Blumenthal, D. M., Wilcove, D. S., Ziska, L. H. 2010: Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in ecology & evolution*. 25 (5). 310–318.
- Bradley, B. A., Oppenheimer, M., Wilcove, D. S. 2009: Climate change and plant invasions: restoration opportunities ahead? *Global Change Biology*. 15 (6). 1511–1521.
- Bremner, A., Park, K. 2007: Public attitudes to the management of invasive non-native species in Scotland. *Biological conservation*. 139 (3–4). 306–314.
- Courchamp, F., Fournier, A., Bellard, C., Bertelsmeier, C., Bonnaud, E., Jeschke, J. M., Russell, J. C. 2017: Invasion Biology: Specific Problems and Possible Solutions. *Trends in Ecology and Evolution*. 32(1). 13–22.
- Crowley, S. L., Hinchliffe, S., McDonald, R. A. 2017: Conflict in invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 15 (3). 133–141.
- Crowley, S. L., Hinchliffe, S., McDonald, R. A. 2019: The parakeet protectors: understanding opposition to introduced species management. *Journal of environmental management*. 229. 120–132.
- Cuthbert, R. N., Pattison, Z., Taylor, N. G., Verbrugge, L., Diagne, C., Ahmed, D. A., Leroy, B., Angulo, E., Briski, E., Capinha, C., Catford, J. A., Dalu, T., Essl, F., Gozlan, R. E., Haubrock, P. J., Kourantidou, M., Kramer, A. M., Renault, D., Wasserman, R. J., Courchamp, F. 2021: Global economic costs of aquatic invasive alien species. *Science of The Total Environment*. 775. 145238.
- Danihelka, J., Somlyay, L., Pyšek, P. 2020: Nejstarší nálezy bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v Čechách. *Zprávy České botanické společnosti*. 55 (2). 197–197.
- Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Vanparys, V., Hayez, M., Gruber, W., Meerts, P. 2008: Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. *Oecologia*. 157. 131–140.
- Davis, M. A., Thompson, K. 2000: Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bulletin of the ecological society of America*. 81 (3). 226–230.
- Dehnen-Schmutz, K. 2011: Determining non-invasiveness in ornamental plants to build green lists. *Journal of Applied Ecology*. 48 (6). 1374–1380.

Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R. E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C. J. A., Courchamp, F. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*. 592 (7855). 571–576.

Dickie, I. A., Bennett, B. M., Burrows, L. E., Nuñez, M. A., Peltzer, D. A., Porté, A., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Rundel, P. W., Van Wilgen, B. W. 2014: Conflicting values: ecosystem services and invasive tree management. *Biological invasions*. 16. 705–719.

Diez, J. M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grosholz, E. D., Olden, J. D., Sorte, C. J. B., Blumenthal, D. M., Bradley, B. A., Early, R., Ibáñez, I. 2012: Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 10 (5). 249–257.

Dullinger, I., Wessely, J., Bossdorf, O., Dawson, W., Essl, F., Gattringer, A., Klöner, G., Kreft, H., Kuttner, M., Moser, D. 2017: Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. 26 (1). 43–53.

Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., Gonzalez, P., Grosholz, E. D., Ibáñez, I., Miller, L. P. 2016: Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature communications*. 7 (1). 12485.

Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T. M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.-C., Eschen, R., Gallardo, B., Galil, B. 2015: Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *BioScience*. 65 (8). 769–782.

Estévez, R. A., Anderson, C. B., Pizarro, J. C., Burgman, M. A. 2015: Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conservation Biology*. 29 (1). 19–30.

Ferreras, A. E., Galetto, L. 2010: From seed production to seedling establishment: important steps in an invasive process. *Acta Oecologica*. 36 (2). 211–218.

Fischer, A., Selge, S., Van Der Wal, R., Larson, B. M. H. 2014: The public and professionals reason similarly about the management of non-native invasive species: a quantitative investigation of the relationship between beliefs and attitudes. *PloS one*. 9 (8). e105495.

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K. 2005: Global consequences of land use. *science*. 309 (5734). 570–574.

- Genovesi, P., Bertolino, S. 2001: Human dimension aspects in invasive alien species issues: the case of the failure of the grey squirrel eradication project in Italy. *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species*. 242. 113–120.
- Gioria, M., Pyšek, P., Moravcova, L. 2012: Soil seed banks in plant invasions: promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. *Preslia*. 84 (2). 327–350.
- Goodness, J. 2018: Urban landscaping choices and people's selection of plant traits in Cape Town, South Africa. *Environmental Science & Policy*. 85. 182–192.
- Green, S. J., Underwood, E. B., Akins, J. L. 2017: Mobilizing volunteers to sustain local suppression of a global marine invasion. *Conservation Letters*. 10 (6). 726–735.
- Hayes, S., Lovelock, B., Carr, A. 2023a: 'They sure do have a pretty colour palette!': the problematic promotion of invasive species as tourism icons. *Tourism Recreation Research*. 1–19.
- Heger, T., Jeschke, J., Bernard-Verdier, M., Musseau, C., Mitchen, D. 2023: The Enemy Release Hypothesis. *ARPHA Preprints*. 4. e107394.
- Hejda, M., Pyšek, P. 2018: Environmentální a hospodářské důsledky rostlinných invazí. *Živa*. 225 (5). 130–131.
- Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V. 2009: Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*. 97 (3).
- Hejda, M., Pyšek, P., Pergl, J., Sádlo, J., Chytrý, M., Jarošík, V. 2009: Invasion success of alien plants: do habitat affinities in the native distribution range matter? *Global Ecology and Biogeography*. 18 (3). 372–382.
- Hellmann, J. J., Byers, J. E., Bierwagen, B. G., Dukes, J. S. 2008: Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation biology*. 22 (3). 534–543.
- Höbart, R., Schindler, S., Essl, F. 2020: Perceptions of alien plants and animals and acceptance of control methods among different societal groups. *NeoBiota*. 58. 33–54.

- Holmes, T. P., Aukema, J. E., Von Holle, B., Liebhold, A., Sills, E. 2009: Economic impacts of invasive species in forests: past, present, and future. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1162 (1). 18–38.
- Hoyle, H., Hitchmough, J., Jorgensen, A. 2017a: All about the ‘wow factor’? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning*. 164. 109–123.
- Hoyle, H., Hitchmough, J., Jorgensen, A. 2017b: Attractive, climate-adapted and sustainable? Public perception of non-native planting in the designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning*. 164. 49–63.
- Hoyle, H., Jorgensen, A., Hitchmough, J. D. 2019: What determines how we see nature? Perceptions of naturalness in designed urban green spaces. *People and nature*. 1 (2). 167–180.
- Hoyle, H., Norton, B., Dunnett, N., Richards, J. P., Russell, J. M., Warren, P. 2018: Plant species or flower colour diversity? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. *Landscape and urban planning*. 180. 103–113.
- Hu, S., Jin, C., Liao, R., Huang, L., Zhou, L., Long, Y., Luo, M., Jim, C. Y., Hu, W., Lin, D. 2023: Herbaceous ornamental plants with conspicuous aesthetic traits contribute to plant invasion risk in subtropical urban parks. *Journal of Environmental Management*. 347. 119059.
- Hůla, M., Flegr, J. 2016: What flowers do we like? The influence of shape and color on the rating of flower beauty. *PeerJ*. 4. e2106.
- Hulme, P. E. 2011: Addressing the threat to biodiversity from botanic gardens. *Trends in Ecology & Evolution*. 26 (4). 168–174.
- Hulme, P. E. 2017: Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. *Biological Reviews*. 92 (3). 1297–1313.
- Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J. 2008: Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*. 45 (2). 403–414.
- Hulme, P. E., Brundu, G., Carboni, M., Dehnen-Schmutz, K., Dullinger, S., Early, R., Essl, F., González-Moreno, P., Groom, Q. J., Kueffer, C. 2018: Integrating invasive species policies across ornamental horticulture supply chains to prevent plant invasions. *Journal of applied ecology*. 55 (1). 92–98.

- Chapman, D., Purse, B. V., Roy, H. E., Bullock, J. M. 2017: Global trade networks determine the distribution of invasive non-native species. *Global Ecology and Biogeography*. 26 (8). 907–917.
- IPBES, ©2023: Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (online) [cit. 2024.03.13], dostupné z <<https://www.ipbes.net/ias>>
- Jackson, T. 2015: Addressing the economic costs of invasive alien species: some methodological and empirical issues. *International Journal of Sustainable Society*. 7 (3). 221–240.
- Jäger, H., Tye, A., Kowarik, I. 2007: Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological Conservation*. 140 (4). 297–307.
- Jakobsson, A., Padrón, B., Traveset, A. 2009: Competition for pollinators between invasive and native plants: effects of spatial scale of investigation. *Ecoscience*. 16 (1). 138–141.
- Jarić, I., Bellard, C., Correia, R. A., Courchamp, F., Douda, K., Essl, F., Jeschke, J. M., Kalinkat, G., Kalous, L., Lennox, R. J., Novoa, A., Proulx, R., Pyšek, P., Soriano-Redondo, A., Souza, A. T., Vardi, R., Veríssimo, D., Roll, U. 2021: Invasion Culturomics and iEcology. *academia.edu*. 35 (2). 447–451.
- Jarić, Ivan, Courchamp, F., Correia, R. A., Crowley, S. L., Essl, F., Fischer, A., González-Moreno, P., Kalinkat, G., Lambin, X., Lenzner, B. 2020: The role of species charisma in biological invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 18 (6). 345–353.
- Jarić, Ivan, Cvijanović, G. 2012: The tens rule in invasion biology: measure of a true impact or our lack of knowledge and understanding? *Environmental Management*. 50. 979–981.
- Knauf, A. E., Litton, C. M., Cole, R. J., Sparks, J. P., Giardina, C. P., Gerow, K. G., Quiñones-Santiago, M. 2021: Nutrient-use strategy and not competition determines native and invasive species response to changes in soil nutrient availability. *Restoration Ecology*. 29 (5). e13374.
- Kowarik, I. 1995. Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. *Plant invasions: general aspects and special problems*. 15–38.

- Kueffer, C., Kull, C. A. 2017: Non-native Species and the Aesthetics of Nature. *Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services*. 311–324.
- Kumschick, S., Gaertner, M., Vilà, M., Essl, F., Jeschke, J. M., Pyšek, P., Ricciardi, A., Bacher, S., Blackburn, T. M., Dick, J. T. A. 2015: Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience*. 65 (1). 55–63.
- Kutlvašr, J., Baroš, A., Pyšek, P., Pergl, J. 2020: Changes in assemblages of native and alien plants in perennial plantations: prairie species stabilize the community composition. *NeoBiota*. 63. 39–56.
- Kutlvašr, J., Pergl, J., Baroš, A., Pyšek, P. 2019. Survival, dynamics of spread and invasive potential of species in perennial plantations. *Biological Invasions*. 21 (2). 561–573.
- Crawley, M. J. 2007: *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester. 637.
- Lindemann-Matthies, P. 2016: Beasts or beauties? Laypersons' perception of invasive alien plant species in Switzerland and attitudes towards their management. *NeoBiota*. 29. 15–33.
- Lorimer, J. 2007: Nonhuman charisma. *Environment and Planning D: Society and Space*. 25 (5). 911–932.
- Lundberg, A. 2010: Conflicts between perception and reality in the management of alien species in forest ecosystems: a Norwegian case study. *Landscape Research*. 35 (3). 319–338.
- Marková, Z., Hejda, M. 2011: Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*. 1. 10–14.
- Mason, R. A. B., Cooke, J., Moles, A. T., Leishman, M. R. 2008: Reproductive output of invasive versus native plants. *Global Ecology and Biogeography*. 17 (5). 633–640.
- McGinlay, J., Parsons, D. J., Morris, J., Hubatova, M., Graves, A., Bradbury, R. B., Bullock, J. M. 2017: Do charismatic species groups generate more cultural ecosystem service benefits? *Ecosystem Services*. 27. 15–24.
- Mikheyev, A. S., Mueller, U. G. 2006: Invasive species: customs intercepts reveal what makes a good ant stowaway. *Current Biology*. 16 (4). R129–R131.
- Mueller, J. M., Hellmann, J. J. 2008. An assessment of invasion risk from assisted migration. *Conservation Biology*. 22 (3). 562–567.

- Müller, C. 2018: Evolution of increased competitive ability and shifting defence hypotheses. *Invasion biology: hypotheses and evidence*. 103–123.
- Nentwig, W. 2014: Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě. Nakladatelství Academia, Praha. 248 s.
- Novoa, A., Le Roux, J. J., Robertson, M. P., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M. 2015: Introduced and invasive cactus species: a global review. *AoB Plants*. 7. plu078.
- Novoa, A., Shackleton, R., Canavan, S., Cybele, C., Davies, S. J., Dehnen-Schmutz, K., Fried, J., Gaertner, M., Geerts, S., Griffiths, C. L. 2018: A framework for engaging stakeholders on the management of alien species. *Journal of environmental management*. 205. 286–297.
- Nuñez, M. A., Simberloff, D. 2005: Invasive species and the cultural keystone species concept. *Ecology and Society*. 10 (1).
- Ogden, N. H., Wilson, J. R. U., Richardson, D. M., Hui, C., Davies, S. J., Kumschick, S., Le Roux, J. J., Measey, J., Saul, W.-C., Pulliam, J. R. C. 2019: Emerging infectious diseases and biological invasions: a call for a One Health collaboration in science and management. *Royal Society Open Science*. 6 (3). 181577.
- Paini, D. R., Sheppard, A. W., Cook, D. C., De Barro, P. J., Worner, S. P., Thomas, M. B. 2016: Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113 (27). 7575–7579.
- Pergl, J., Douda, K., Prančl, J., Perglová, J., 2020: Analýza způsobů šíření invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii a dalších prioritních invazních druhů České republiky (online) [cit. 2024.12.04], dostupné z [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/nepuvodni_invazivni_druhy_legislativa/\\$FILE/ODOIMP-analyza_sireni-20220406.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/nepuvodni_invazivni_druhy_legislativa/$FILE/ODOIMP-analyza_sireni-20220406.pdf)
- Pergl, J., Sádlo, J., Petřík, P., Danihelka, J., Chrtek Jr, J., Hejda, M., Moravcová, L., Perglová, I., Štajerová, K., Pyšek, P. 2016: Dark side of the fence: ornamental plants as a source of wild-growing flora in the Czech Republic. *Preslia*. 88 (2). 163–184.
- Price, E. P. F., Spyreas, G., Matthews, J. W. 2018: Biotic homogenization of regional wetland plant communities within short time-scales in the presence of an aggressive invader. *Journal of Ecology*. 106 (3). 1180–1190.

- Price, E. P. F., Spyreas, G., Matthews, J. W. 2020: Biotic homogenization of wetland vegetation in the conterminous United States driven by *Phalaris arundinacea* and anthropogenic disturbance. *Landscape Ecology*. 35. 779–792.
- Pyšek, P. 2018: Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa*. 5. 210–214.
- Pyšek, P., Tichý, L. 2001: *Rostlinné invaze*. Rozekvítek, Brno. ISBN: 80-902954-4-4.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J. 2011: Alien plants introduced by different pathways differ in invasion success: Unintentional introductions as a threat to natural areas. *PLoS ONE*. 6 (9). e24890.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Wild, J. 2011: Colonization of high altitudes by alien plants over the last two centuries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 108 (2). 439–440.
- Pyšek, P., Pergl, J., Essl, F., Lenzner, B., Dawson, W., Kreft, H., Weigelt, P., Winter, M., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L. A., Barcelona, J. F., Cabelaz, F. J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Dullinger, S., Ebel, A. L., Figueiredo, E., Fuentes, N., Genovesi, P., Groom, Q. J., Henderson, L., Inderjit, Kupriyanov, A., Masciadri, S., Maurel, N., Meerman, J., Morozova, O., Moser, D., Nickrent, D., Nowak, P. M., Pagad, S., Patzelt, A., Peller, P. B., Seebens, H., Shu, W., Thomas, J., Velayos, M., Weber, E., Wieringa, J. J., Baptiste, M. P., Kleunen, M. van 2017: Naturalized alien flora of the world. *Preslia*. 89 (3). 203–274.
- Pyšek, P., Richardson, D. M. 2007: Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? *Biological Invasions*. 193. 97–125.
- Pyšek, P., Sádlo, J., Chrtěk Jr, J., Chytrý, M., Kaplan, Z., Pergl, J., Pokorná, A., Axmanová, I., Čuda, J., Doležal, J. 2022: Catalogue of alien plants of the Czech Republic: species richness, status, distributions, habitats, regional invasion levels, introduction pathways and impacts. *Časopis České Botanické Společnosti*. 94 (4). 447–577.
- Remmele, M., Lindemann-Matthies, P. 2023: Beautiful and wanted—how young people perceive invasive alien plant species and certain options of their management. *International Journal of Science Education, Part B*. 1–22.

Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., West, C. J. 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*. 6 (2). 93–107.

Rusterholz, H., Wirz, D., Baur, B. 2012: Garden waste deposits as a source for non-native plants in mixed deciduous forests. *Applied Vegetation Science*. 15 (3). 329–337.

Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T. M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., van Kleunen, M., Kühn, I., Jeschke, J. M., Lenzner, B., Liebhold, A. M., Pattison, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Winter, M., Essl, F. 2021: Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*. 27 (5).

Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P., van Kleunen, M., Weber, E., Winter, M. 2015: Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global change biology*. 21 (11). 4128–4140.

Sharp, R. L., Larson, L. R., Green, G. T. 2011. Factors influencing public preferences for invasive alien species management. *Biological Conservation*. 144 (8). 2097–2104.

Shine, R., Doody, J. S. 2011: Invasive species control: understanding conflicts between researchers and the general community. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 9 (7). 400–406.

Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M. 2013: Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*. 28 (1). 58–66.

Skuhrovec, J., Roy, H. E., Brown, P. M. J., Kazlauskis, K., Inghilesi, A. F., Soares, A. O., Adriaens, T., Roy, D. B., Nedvěd, O., Zach, P. 2021: Development of the European ladybirds smartphone application: A tool for citizen science. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 9. 741854.

Svenning, J., Sandel, B. 2013: Disequilibrium vegetation dynamics under future climate change. *American journal of botany*. 100 (7). 1266–1286.

R Core Team 2023: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.

- Thompson, J. D. 1991: The biology of an invasive plant. *Bioscience*. 41 (6). 393–401.
- Van der Veken, S., Hermy, M., Vellend, M., Knapen, A., Verheyen, K. 2008: Garden plants get a head start on climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 6 (4). 212–216.
- Van der Wal, R., Fischer, A., Selge, S., Larson, B. M. H. 2015: Neither the public nor experts judge species primarily on their origins. *Environmental Conservation*. 42 (4). 349–355.
- Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M. 2015: Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*. 525 (7567). 100–103.
- Van Kleunen, M., Essl, F., Pergl, J., Brundu, G., Carboni, M., Dullinger, S., Early, R., González-Moreno, P., Groom, Q. J., Hulme, P. E. 2018: The changing role of ornamental horticulture in alien plant invasions. *Biological Reviews*. 93 (3). 1421–1437.
- Vilà, M., Weber, E., Antonio, C. M. D. 2000: Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological invasions*. 2 (3). 207–217.
- Vilà, M., Weiner, J. 2004: Are invasive plant species better competitors than native plant species?—evidence from pair-wise experiments. *Oikos*. 105 (2). 229–238.
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., Pyšek, P. 2017: Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. 384 . 287–302.
- Williamson, M., Fitter, A. 1996: The varying success of invaders. *Ecology*. 77 (6).
- Zhang, Z., Liu, Y., Hardrath, A., Jin, H., van Kleunen, M. 2022: Increases in multiple resources promote competitive ability of naturalized non-native plants. *Communications Biology*. 5 (1). 1150.

9. Samostatné přílohy

9.1 Hodnotitelské dotazníky

hodnocení podrostu: <i>(název záhonu)</i>							
	přesné datum	celkové hodnocení	barevnost	struktura záhonu	čistota, uklizenost	život na záhonu	poznámky, postřehy
		1-5	1-5	1-3	1-3	1-3	
duben (1.týden)							
duben (3.týden)							
květen (1.týden)							
květen (3.týden)							
červen (1.týden)							
červen (3.týden)							
červenec (1.týd.)							
srpen (1.týden)							
září (1.týden)							
říjen (1.týden)							
listopad (1.týd.)							
prosinec (1.týd.)							

Tabulka 6: Ukázka dotazníku hodnocení atraktivity

VIZUÁLNÍ HODNOCENÍ TRVALKOVÝCH ZÁHONŮ - legenda	
VÚKOZ, v.v.i.	
Celkové hodnocení	
1	Líbí se mi hodně, perfektní
2	Líbí se mi
3	ujde to (trochu fádni)
4	nelíbí se mi
5	nelíbí se mi vůbec, nepěkné
BAREVNOST (květy, listy, barvení...), rozmístění na záhoně	
1	výborná, harmonická , (hodně květů/barvy, rovnoměrně rozmístěno na ploše, pěkné bar. kombinace)
2	dobrá , některé aspekty nejsou optimální (barevné kombinace, množství květů aj.)
3	neutrální (ani pěkná ani nepěkná)
4	spíš horší (málo květů či jiné barvy, květy/barva pouze na části záhonu aj.)
5	špatná, disharmonická (úplně nebo téměř bez květů či jiné barvy, fádni, nezajímavá, či naopak příliš výrazná barva a její kombinace...)
STRUKTURA ZÁHONU (uspořádání)	
1	harmonická , vyrovnaná (záhon působí jako celek)
2	fádni , nezajímavá (stejně struktury, textury, monotónní, nezaujme...)
3	disharmonická , rušivá (příliš kontrastů, rozdílné výšky...)

ČISTOTA, UKLIZENOST (jak faktická, tak i vizuální, pocitová)

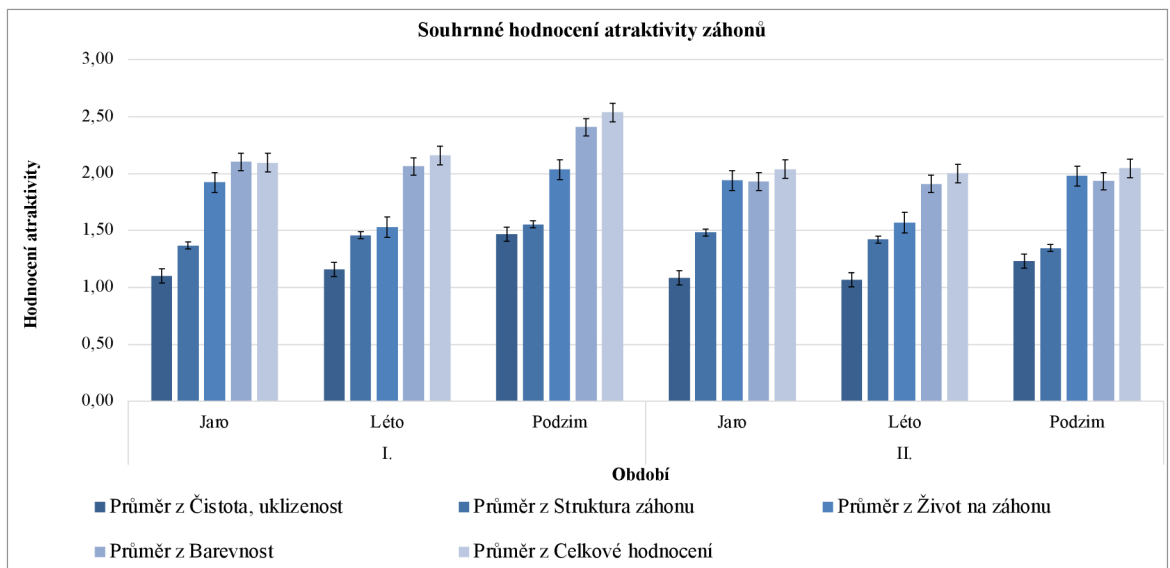
- 1 záhony vypadají **čistě**, uklizeně (není nutná žádný zásah)
občas se vyskytne něco rušivého (nepěkné suché rostliny, plevel, "vzhled rumišť", odpadky aj.)
- 2 záhony vypadají **neudržovaně** (polehlé, nevzhledné suché rostliny, odpadky, psí výkaly, plevele aj.)

ŽIVOT NA ZÁHONU (poletující a lezoucí hmyz, ptactvo aj. s výjimkou lidí a psů)

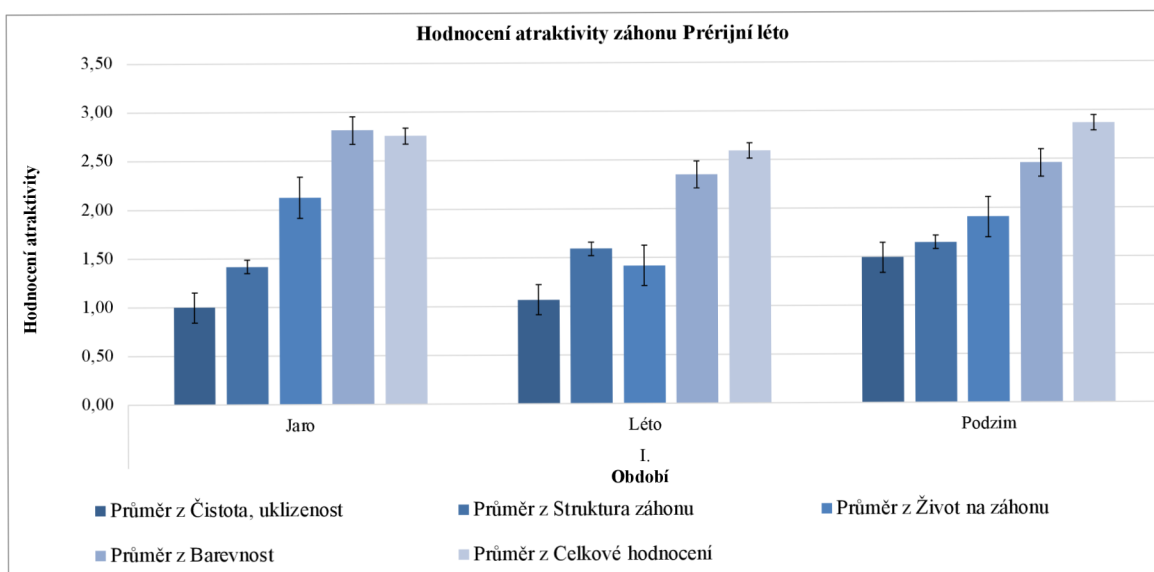
- 1 je zde **mnoho živočichů** (čmeláci, včely, motýli aj.), "vše se jen hemží"
- 2 **občas** nějaký hmyz
- 3 skoro/vůbec **žádný život** na záhoně nespátřen

Tabulka 7: Legenda k dotazníku hodnocení atraktivity záhonů

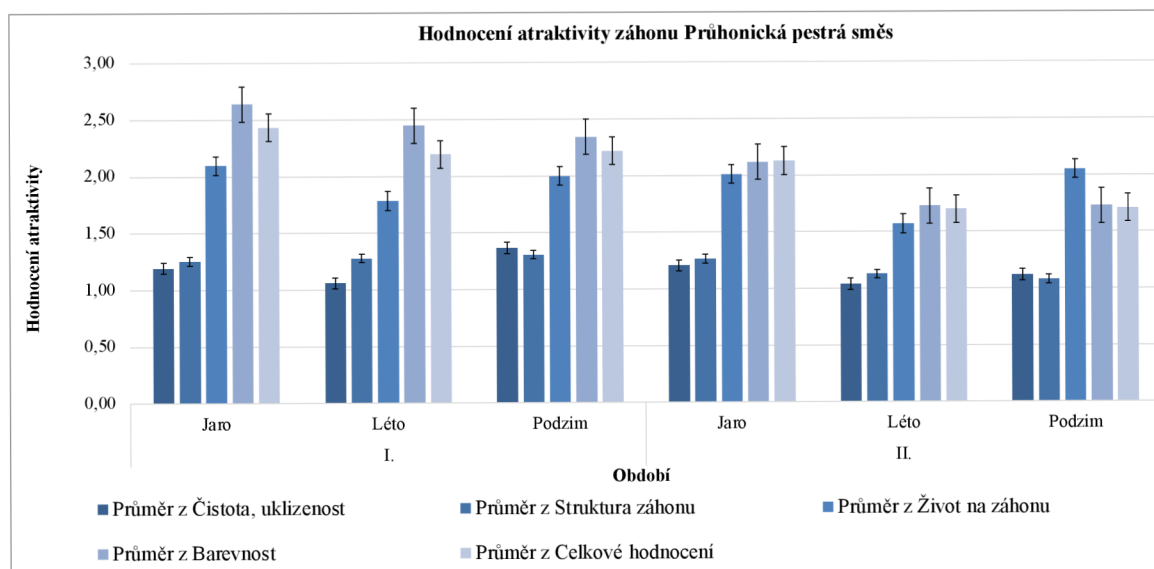
9.2 Grafy hodnocení atraktivity



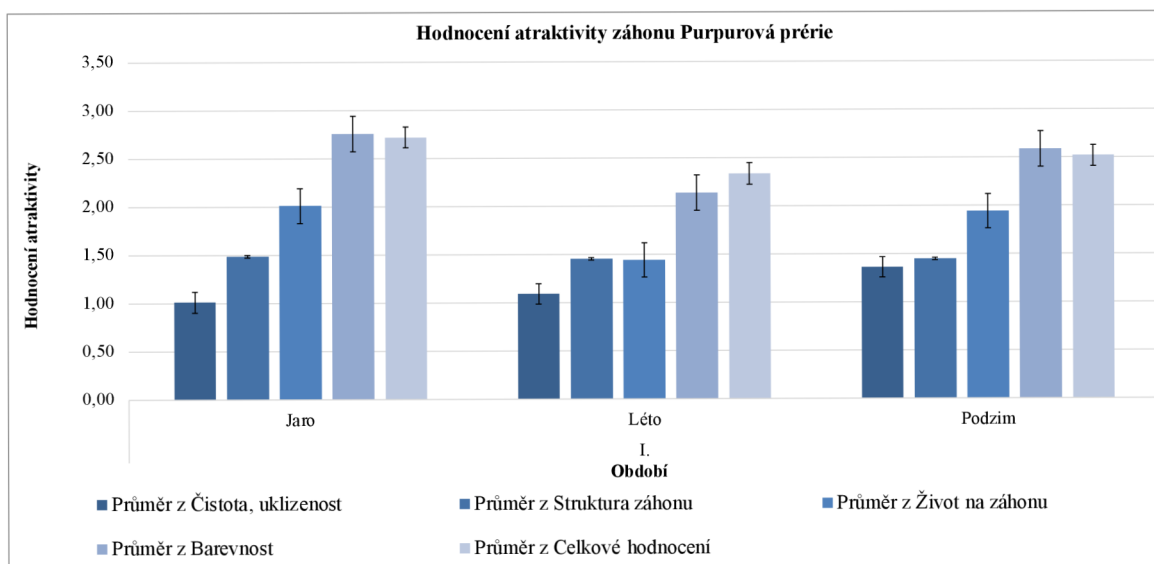
Obrázek 2: Graf souhrnného hodnocení atraktivity záhonů



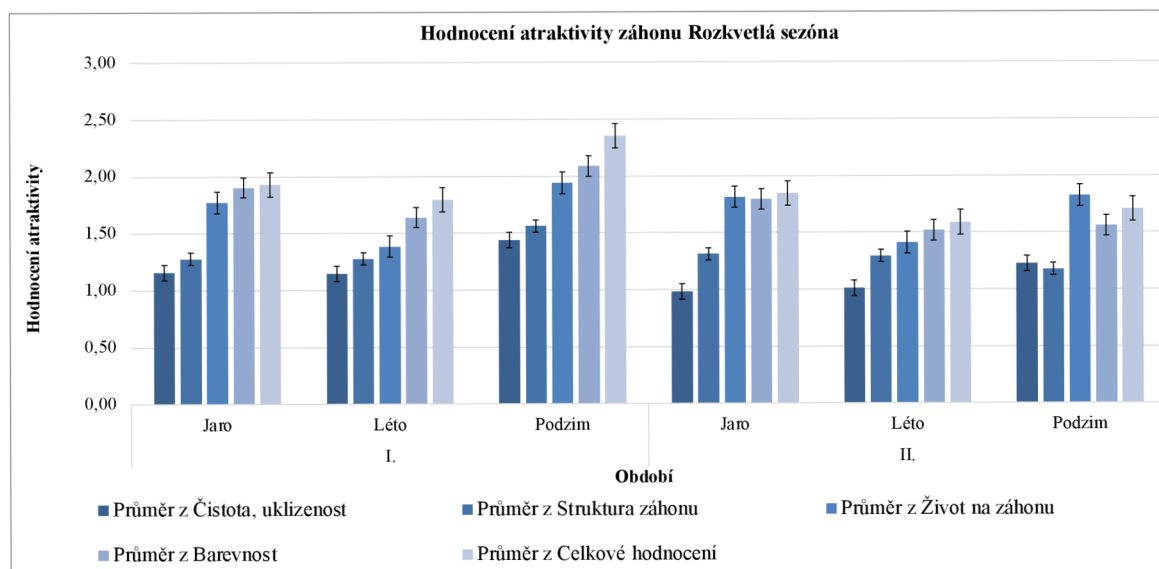
Obrázek 3: Graf hodnocení atraktivity záhonu Préríjní léto



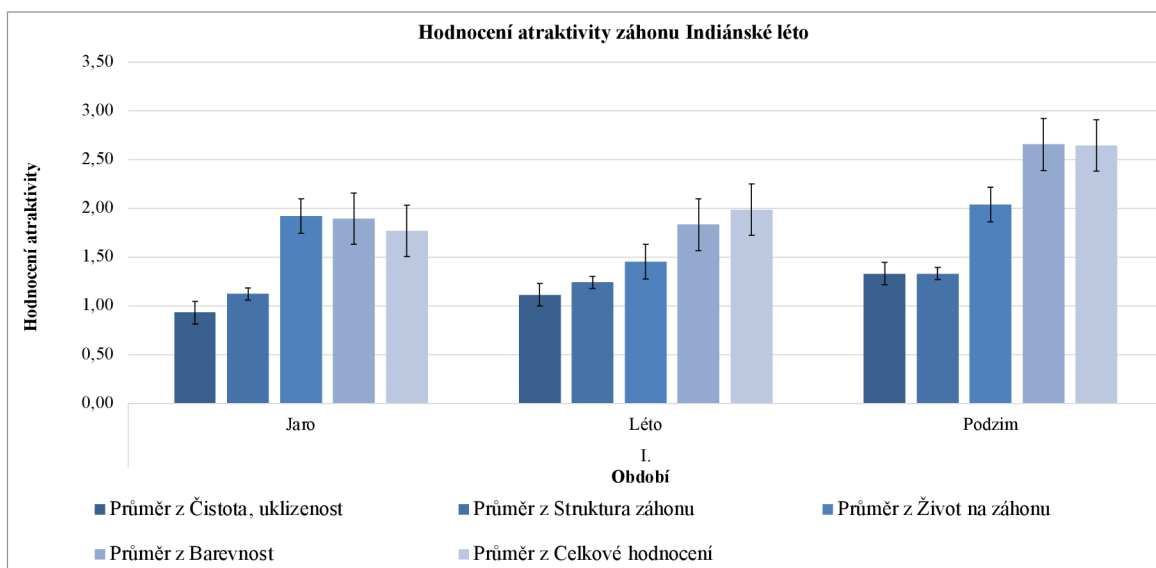
Obrázek 4: Graf hodnocení atraktivity záhonu Průhonická pestrá směs



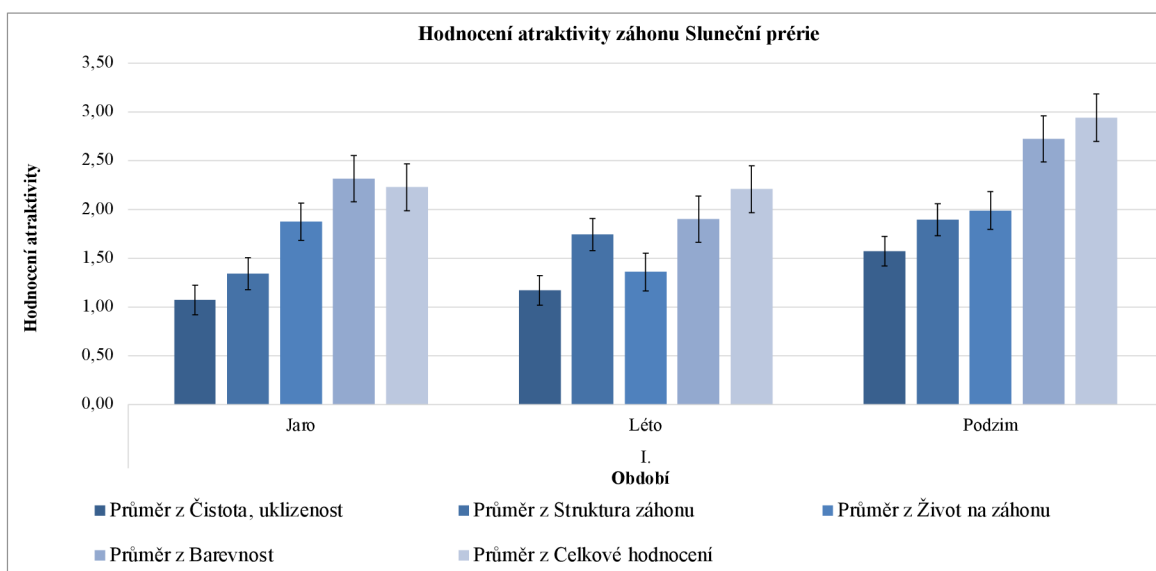
Obrázek 5: Graf hodnocení atraktivity záhonu Purpurová prémie



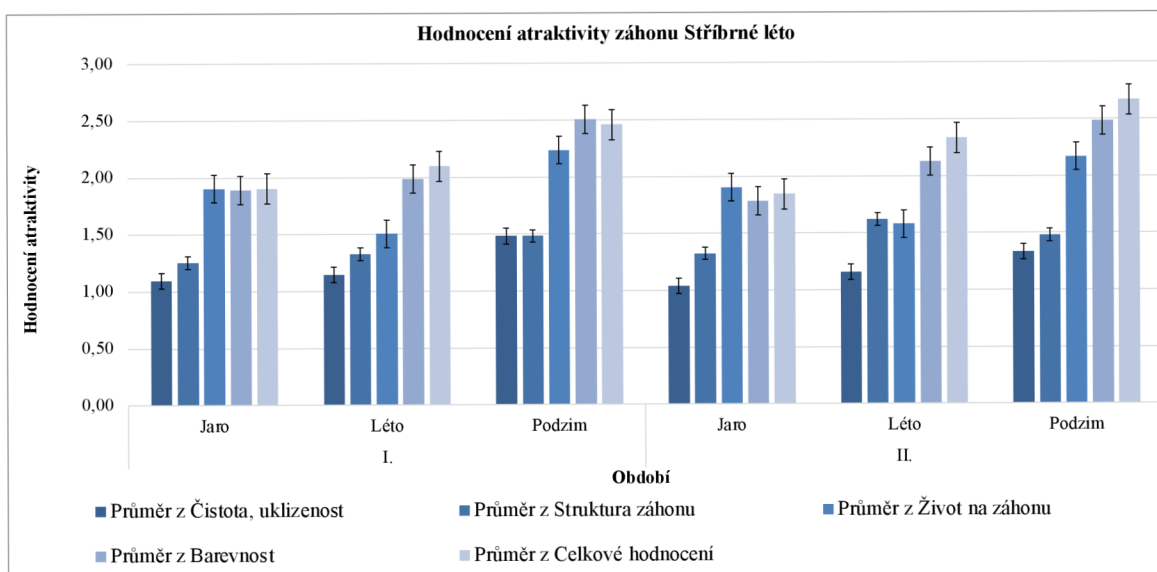
Obrázek 6: Graf hodnocení atraktivity záhonu Rozkvetlá sezóna



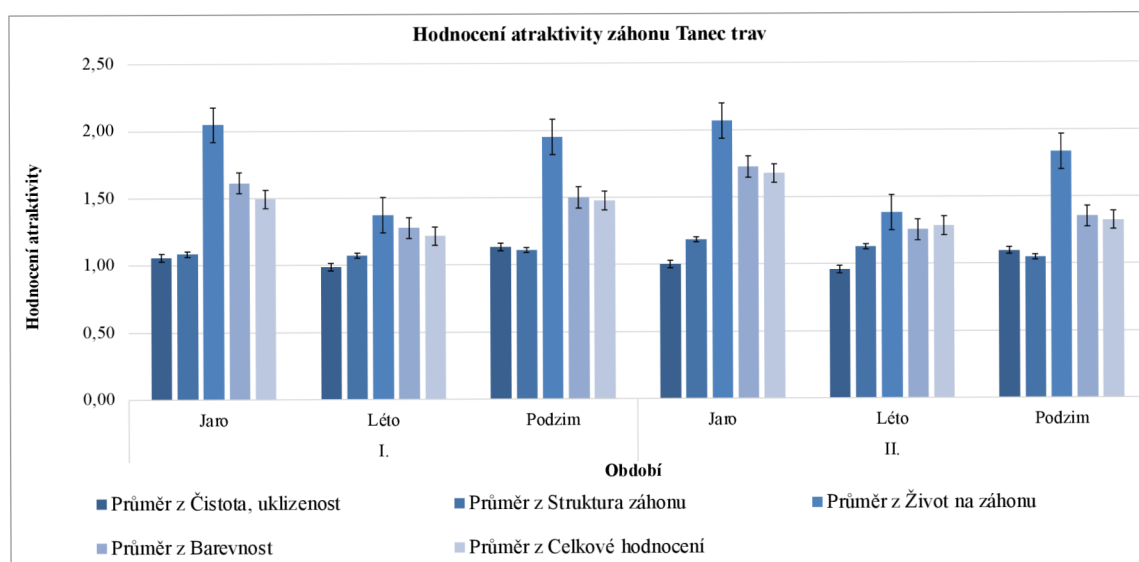
Obrázek 7: Graf hodnocení atraktivity záhonu Indiánské léto



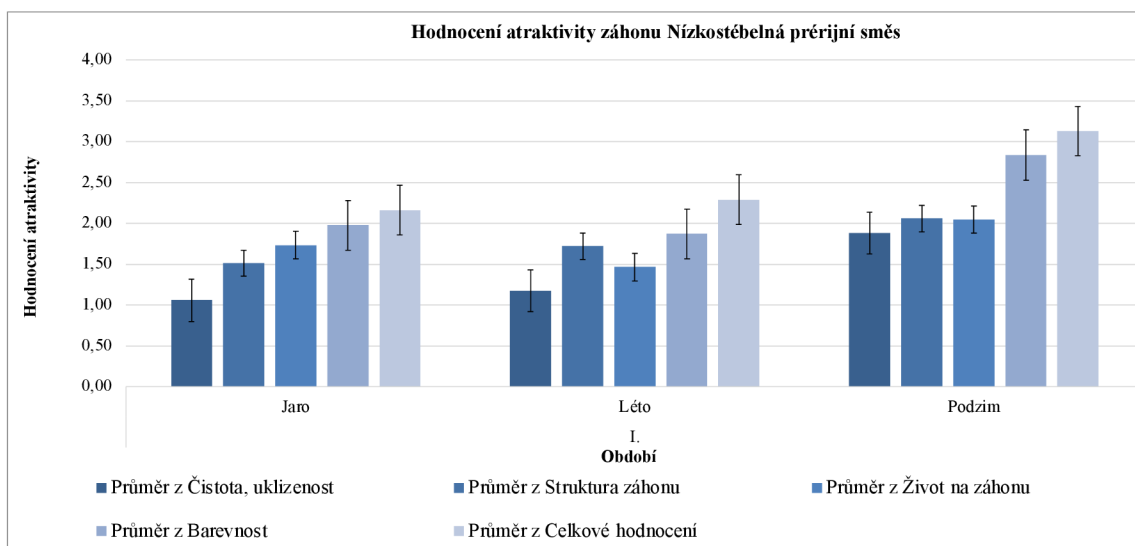
Obrázek 8: Graf hodnocení atraktivity záhonu Sluneční prairie



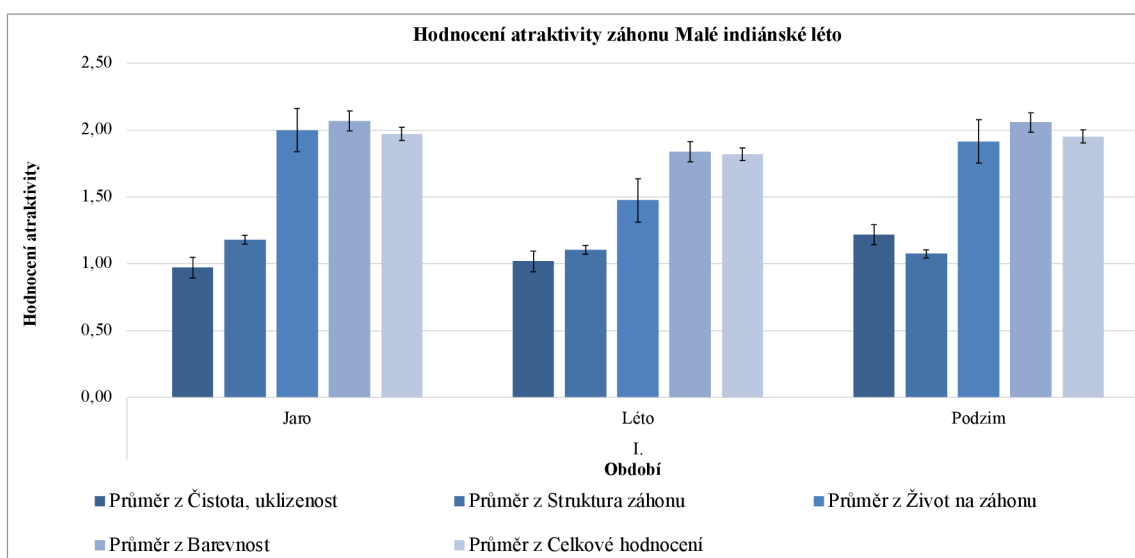
Obrázek 9: Graf hodnocení atraktivity záhonu Stříbrné léto



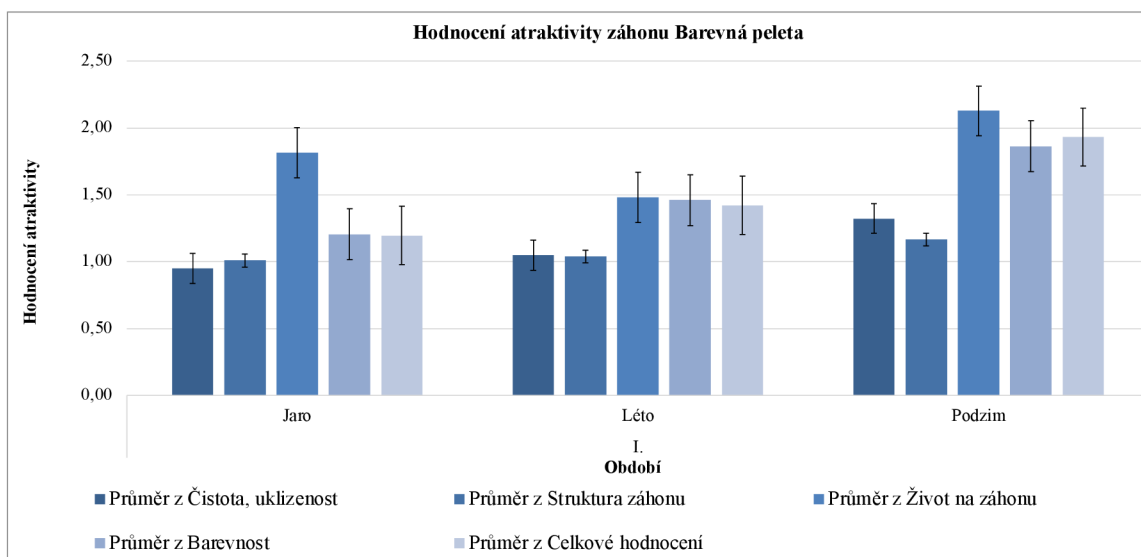
Obrázek 10: Graf hodnocení atraktivity záhonu Tanec trav



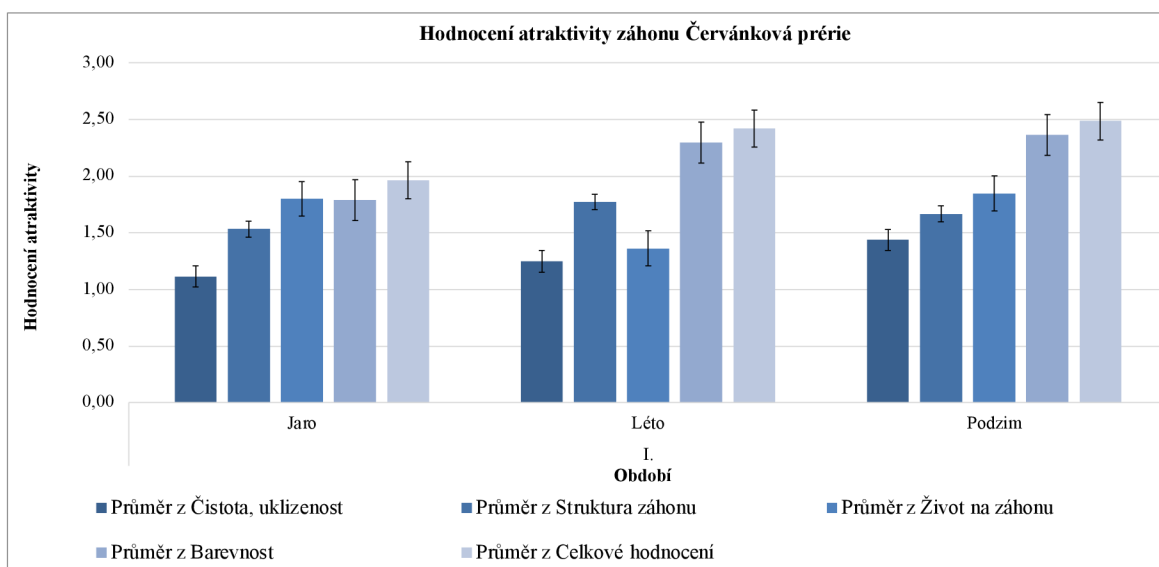
Obrázek 11: Graf hodnocení atraktivity záhonu Nízkostébelná prérijní směš



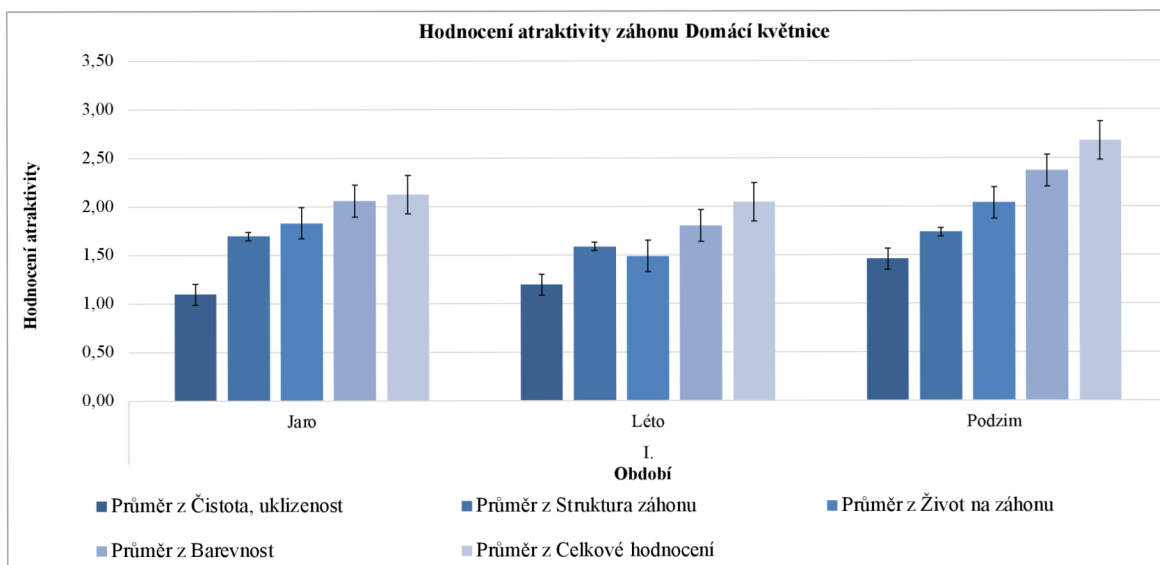
Obrázek 12: Graf hodnocení atraktivity záhonu Malé indiánské léto



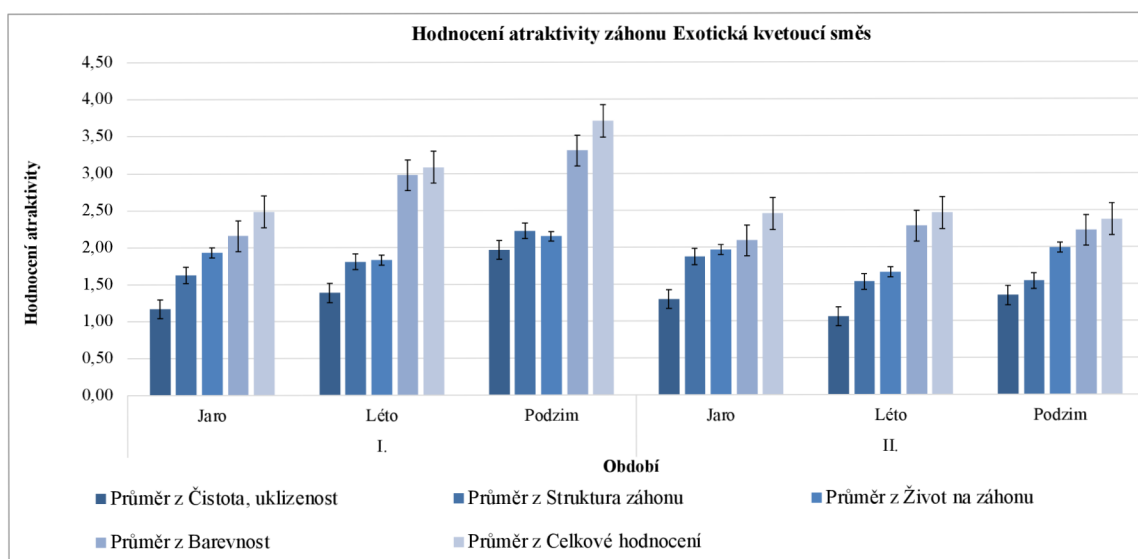
Obrázek 13: Graf hodnocení atraktivity záhonu Barevná peleta



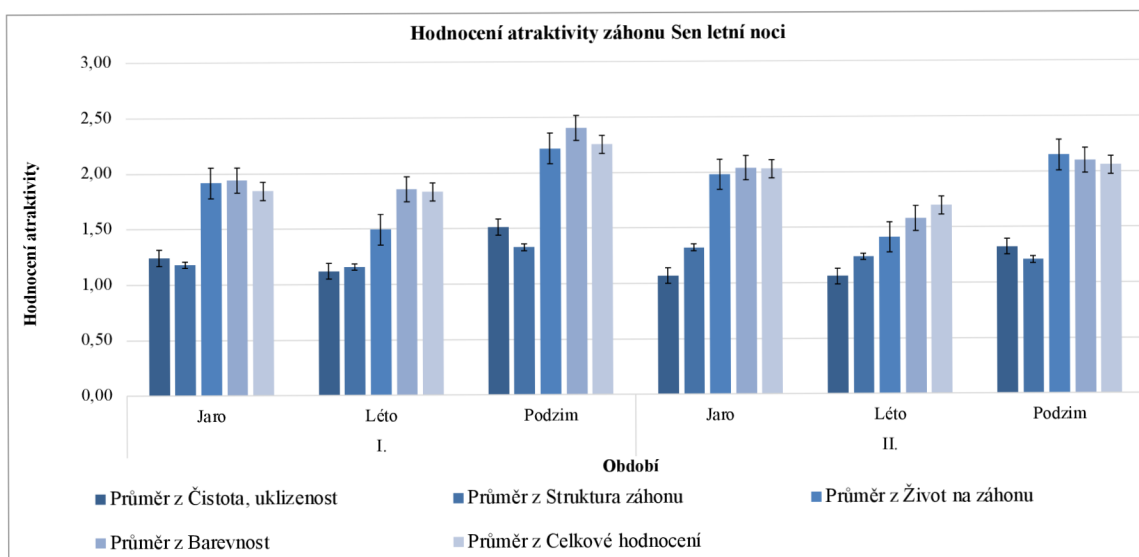
Obrázek 14: Graf hodnocení atraktivity záhonu Červánková prerie



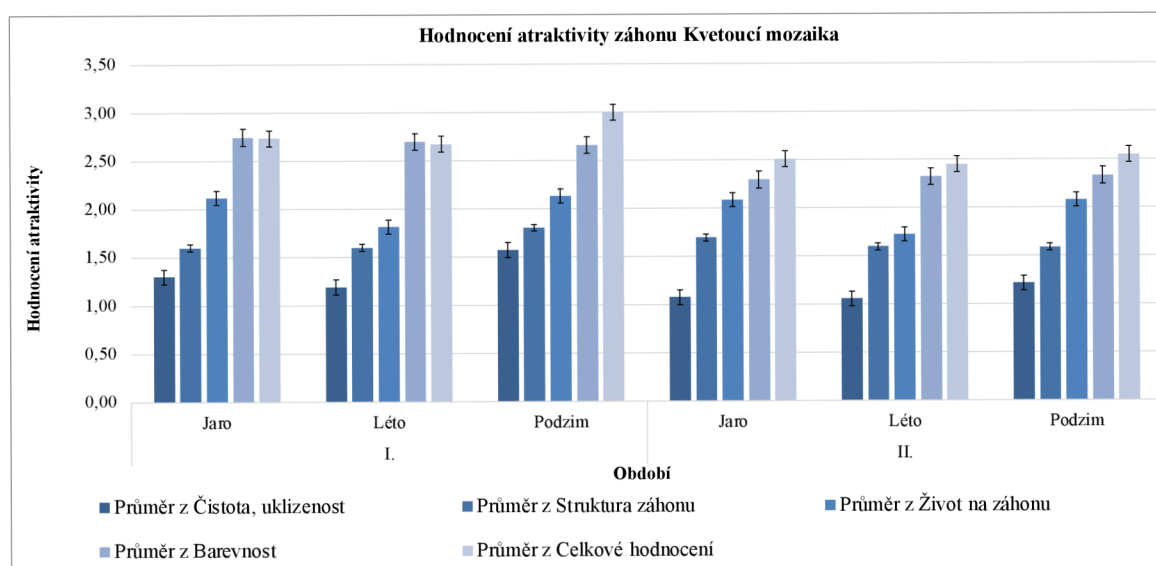
Obrázek 15: Graf hodnocení atraktivity záhonu Domáci květnice



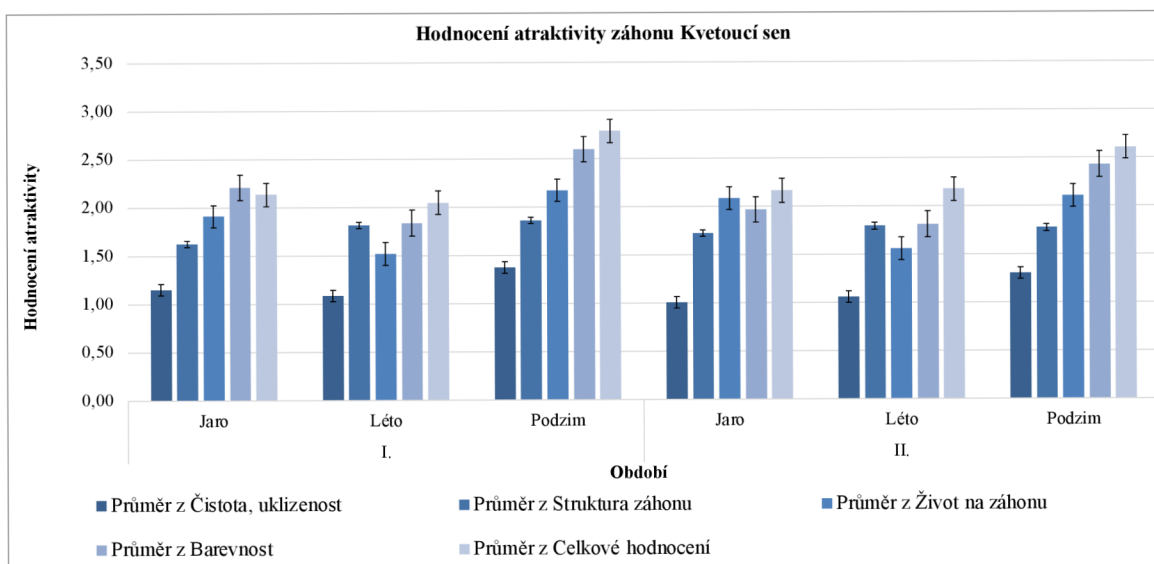
Obrázek 16: Graf hodnocení atraktivity záhonu Exotická kvetoucí směs



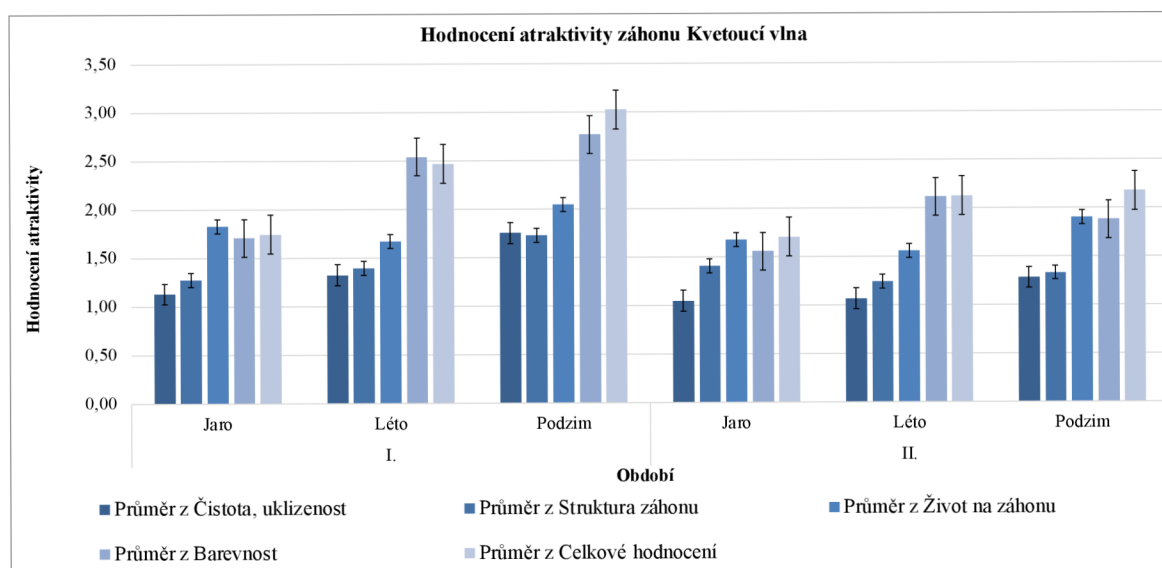
Obrázek 17: Graf hodnocení atraktivity záhonu Sen letní noci



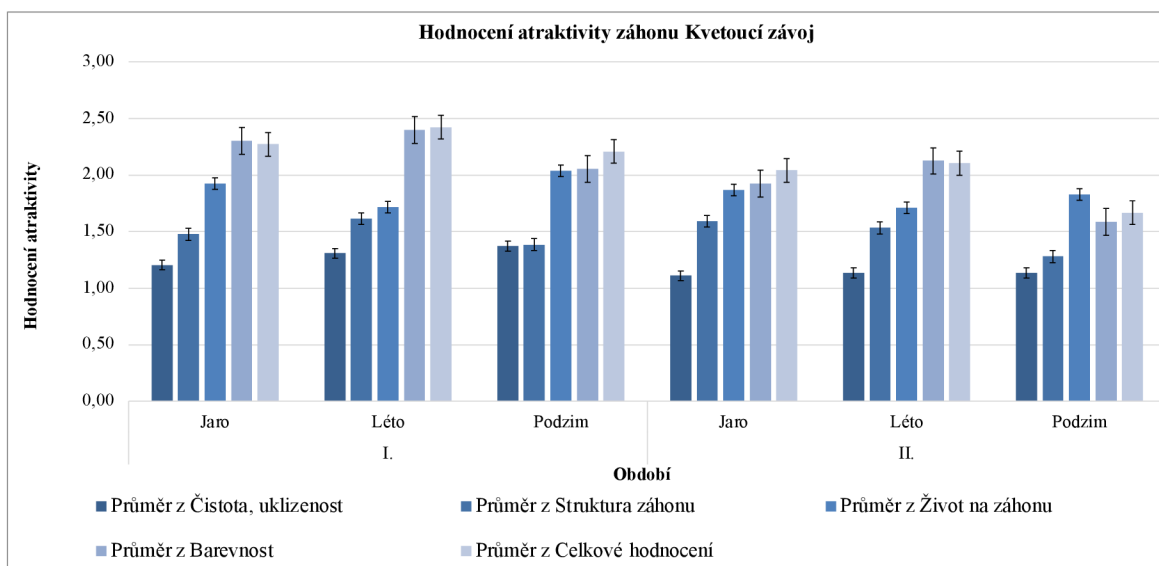
Obrázek 18: Graf hodnocení atraktivity záhonu Kvetoucí mozaika



Obrázek 19: Graf hodnocení atraktivity záhonu Kvetoucí sen



Obrázek 20: Graf hodnocení atraktivity záhonu Kvetoucí vlna



Obrázek 21: Graf hodnocení atraktivity záhonu Kvetoucí závoj