

Biologická Fakulta Jihočeské University



Invazní rostliny v dílčím krajinném úseku

Magisterská diplomová práce

Stanislav Míhulka

1996

vedoucí práce: Dr. Karel Prach

**Prohlašuji, že jsem uvedenou práci vypracoval samostatně,
pouze s použitím citované literatury.**

26. dubna 1996 *Stanislav Mikulka*





*„Rostlin, které kráčí za šlépějemi bílého muže po všem povrchu zemském,
jest veliké množství.“*

Dr. Josef Podpěra v roce 1906

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl vyjádřit své díky svému školiteli Karlovi Prachovi za inspirace a cenné rady při zpracovávání tématu, poskytnutí množství literatury a podporu z grantových prostředků, Petrovi Šmilauerovi za úchvatnou oběť volného času a zcela významnou pomoc při statistickém zpracování dat a Petrovi Pyškovi za poskytnutí velkého objemu literatury a cenné připomínky.

Za pomoc při určování rostlin i v mnoha jiných botanických záležitostech děkuji Milanovi Štechovi, Bohumilovi Mandákovi, Janovi Lepšovi, Lubošovi Hroudovi a dalším botanikům.

Spoustě studentů BFJU a mých přátel děkuji za udržení při životě, cenné připomínky a všestrannou pomoc a celému společenství zaměstnanců BFJU i knihovny BF patří můj dík za vytvoření skvělé atmosféry a technického zázemí, které mi umožnilo tuto práci vytvořit. Děkuji i počítačové stanici biouc 022, která se mnou probděla nejednu noc.

Zvláštní dík náleží Míše Jíšové za její modré oči a tisíc dalších věcí a mé rodině za zázemí a neustávající všestrannou podporu.

Na závěr děkuji černému králíkovi, který mi při průzkumu čtverce 461 přešel přes cestu a poskytl mi tak naději na přežití.

Předmluva

Člověk, stejně jako kterýkoliv jiný biologický druh ovlivňuje svou existencí prostor, který ho obklopuje. Vše je tak, jak má být, až do okamžiku, kdy učiní reflexi svého bytí a svých skutků a zjistí, že vlastně páchá nepravosti. Lidstvo je v té chvíli shledáno vinným zhoubným vlivem na svět, ve kterém žije vše živé, o čem jsme se kdy dozvěděli.

Náš druh je nyní velmi úspěšný a pokrývá zemi stále tlustší vrstvou. Antropogenní tlak na biosféru se tak neustále zintenzivňuje. Zemské živly i koloběhy látek, které se v nich odehrávají podléhají stále větším změnám, jsou obohacovány o neobvyklé a cizorodé elementy, které vyprodukuje náš extrasomatický metabolismus. Změny vnějšího prostředí bezprostředně ovlivňují biotu, která je však zároveň pod přímým vlivem lidské činnosti. Ostatní organismy jsou námi likvidovány nebo rozmnožovány, omezujeme nebo naopak rozšiřujeme jejich areály. Jedním z jevů, o kterých se v této souvislosti hovoří, jsou biologické invaze, poslední dobou nikoliv neprávem přirovnávané k jednomu z „jezdců environmentální apokalypsy“ (Pyšek, 1996).

Obsah

1. Úvod	1
1.1. Historické aspekty invazí	1
1.2. Definice pojmů invaze, invazní druh	2
1.3. Studium rostlinných invazí	3
1.4. Rostlinné invaze ve světě	3
1.5. Vlastnosti invazních druhů	4
1.6. Proces invaze	4
1.7. Invadovaná společenstva	5
1.8. Cíle a záměry práce	6
2. Metody	7
2.1. Studované území	7
2.2. Hodnocení výskytu invazních druhů	
a charakteristik prostředí ve sledovaném transektu	7
2.2.1. Mapování výskytu invazních druhů	7
2.2.2. Vymezení vegetačních jednotek	7
2.2.3. Vymezení sledovaných proměnných	9
2.3. Uspořádání experimentu	9
2.4. Statistické zpracování dat	10
2.4.1. Ordinační metody	10
2.4.2. Regresní analýza	11
2.4.3. Zpracování experimentálně získaných dat	11
3. Výsledky	12
3.1. Hodnocení výskytu invazních rostlin v transektu	12
3.2. Gradientová analýza DCA	13
3.3. Gradientová analýza CCA	13
3.4. Regresní analýza	14
3.5. Vyhodnocení experimentu	14
4. Diskuse	16
4.1. Otázka původnosti druhů	16
4.2. Výskyt invazních rostlin v transektu	17
4.2.1. Invazní druhové spektrum v transektu	17
4.2.2. Vlastnosti nalezených invazních druhů	17
4.2.3. Invazní druhy ve vegetaci sídel	18
4.2.3.1. Invazní druhy ve městech	18
4.2.3.2. Invazní druhy ve vesnicích	19
4.2.3.3. Invazní druhy v jednotkách vegetace sídel	19
4.2.4. Invazní druhy ve vegetaci otevřené krajiny	20

4.3. Ordinační metody	20
4.3.1. Gradientová analýza DCA	21
4.3.2. Gradientová analýza CCA	21
4.3.3. Shrnutí ordinačních metod	22
4.4. Regresní analýza	22
4.5. Experiment	23
4.6. Poznámky k rozšíření některých druhů v transektu	24
5. Závěr	27
6. Literatura	28
7. Popis grafických příloh	36

1. Úvod

1.1. Historické aspekty invazí

Masivní pronikání organismů na nová jimi doposud neosídlená území není v historii pozemské bioty nijak neobvyklé. Dochází k němu vždy, jakmile se otevře nějaká nová migrační cesta nebo když se objeví nějaké nové území, které je možné osídlit. Mezi známé příklady náleží velká výměna amerických biot po znovuoobnovení panamské šíje před 6 milióny lety, propojování kontinentů v oblasti Beringovy úžiny nebo recentněji propojování Britských ostrovů s pevninou (Cox et Moore, 1993).

Člověk na počátku neolitu vytvořil novou, unikátní situaci v prostředí, které obýval, kdy rozvojem zemědělství povstal nový „exogenní“ typ disturbance, který vstoupil do interakce s přirozenými „endogenními“ typy disturbance a začal tak novým způsobem ovlivňovat přírodu (Fox et Fox, 1986; di Castri, 1989). Ukazuje se, že změna typu disturbance nebo vzrůst její intenzity eliminuje původní druhy a naopak podporuje invaze nepůvodních druhů (Hobbs, 1989; Hobbs et Huenneke, 1992).

Od počátku neolitu až do současnosti lze rozlišit několik období, v nichž možnosti přesunu živočichů a rostlin ve vztahu k člověku závisely na kvalitativně odlišných faktorech (di Castri, 1989, 1990; Pyšek, 1996). Zpočátku, po několik tisíc let, až zhruba do r. 1500 n.l., člověk působil jako invazní faktor pouze v rámci jednotlivých biogeografických oblastí, převážně vytvářením nových stanovišť zemědělskou činností a přímým či nepřímým přemísťováním organismů při své vlastní migraci.

Okolo 1500 n.l. se situace zásadně změnila. S pokrokem v mořeplavbě a následnými zámořskými objevy nastal rozvoj komunikace a obchodu, rozběhl se proces globalizace planety. Člověk svým vlivem překročil hranice biogeografických oblastí, došlo k otevření nových migračních cest a ke kolonizaci nových území člověkem samotným a zároveň jinými organismy ať už úmyslně introdukovanými nebo náhodně zavlečenými (di Castri, 1989; Cronk et Fuller, 1995; Pyšek, 1996).

Během 100 až 150 let došlo k završení procesu globalizace a pro všechny organismy se otevřely potenciální možnosti rozšíření mezi libovolnými místy na Zemi. Všechny mechanismy, jimiž člověk ovlivňuje migrace disperze jiných organismů, se zintenzívnily a na planetě nezůstalo místo, který by nebylo nějak zasaženo činností člověka. Objevily se nové typy disturbance vyvolané lidskými aktivitami, jako je průmysl, genetické inženýrství či lidskou činností ovlivňované změny klimatu (di Castri, 1989; Lodge, 1993a).

V biosféře jsou dnes, po tisíciletích lidské přítomnosti, už prakticky všechny ekosystémy v různé míře poznamenány biologickými invazemi. Organismy invazního charakteru se objevují ve většině taxonomických skupin. Biologickými

invazemi se v podstatě zaobírá celá epidemiologie i fytopatologie, řada prací je věnována invazím obratlovců (např. Brown, 1989; Groves et di Castri, 1991) bezobratlých (např. Simberloff, 1989), mechorostů (např. Weeda, 1987; Herben, 1995), zelených řas (např. *Caulerpa taxifolia* - Belsher et Meinesz, 1995), atd. Tato studie se blíže věnuje rostlinným invazím, které jsou v poslední době stále více v popředí zájmu veřejnosti, neboť představují problém globálního charakteru, ať už ekonomického (na příkladu *Rhododendron ponticum* Gritten, 1995), nebo etického rázu (Cronk et Fuller 1995; Pyšek, 1996).

1.2. Definice pojmů invaze, invazní druh

Akademický slovník cizích slov (Petráčková, Kraus et al., 1995) komentuje výraz invaze takto: „*invaze -e ž 1. překvapivý, násilný, hromadný vpád (zprav. vojenský na cizí území), vniknutí; přen. rychlé rozšíření něčeho; biol. vniknutí velkého počtu bakterií do organismu; proniknutí parazita do těla hostitele 2. ekol. (u ptáků, hlodavců, ap.) náhlé (trvalé nebo dočasné) osídlení nového území větším počtem jedinců urč. druhu.*“.

V ekologické souvislosti je pojem „invaze“, „invazivní“ používán poněkud vágně. Objevuje se například v ekologických studiích popisujících kolonizaci určitého společenstva nově přichozími druhy (např. Sloan Wilson et Turelli, 1986; Van Hulst, 1987; Silvertown et al., 1994), nebo v paleontologických pracích o historické migraci druhů (např. Bennett, 1987; Coope, 1987; Davis, 1987), převážně je však používán v biogeografickém smyslu, tedy v souvislosti s šířícími se druhy cizího původu, vzhledem ke studovanému území (Drake et al. 1989; Pyšek, 1995a).

Vlastních definic pojmu „invaze“ je celá řada. Pyšek (1995a) uvádí 13 definic různých autorů, kteří jako invazní uvažují v libovolné kombinaci druhy původní a druhy cizího původu pronikající do člověkem více nebo méně ovlivněných stanovišť. Situaci dále komplikuje chaotická terminologie, a složité klasifikační systémy (ve středoevropské patří mezi nejucelenější systém publikovaný v Holub et Jirásek, 1967), jejichž počátky sahají až do poloviny minulého století k pracím de Candolla a Aschersona. V soudobých anglicky psaných článcích se vyskytuje 14 různých termínů označujících v ne zcela stejném významu invazní druh rostliny (Pyšek, 1995a), řada z nich má silný antropocentrický podtext (Binggeli, 1994). Pyšek (1995a) široce pojednává o této problematice a doporučuje používat pojmy původní druh (native species) a druh cizího původu (alien species) podle Webb (1985) s tím, že archeofyty (sensu Holub et Jirásek, 1967) jsou považovány za druhy původní a následně pak uvažovat jako **invazní druh (invasive species) druh cizího původu, který v daném území vlastními silami zvyšuje svou abundanci na stávajících lokalitách nebo proniká na nové lokality.** (rovněž Prach et Wade, 1992; Binggeli, 1994). Uvedená definice invazního druhu je akceptována v rámci této studie.

1.3. Studium rostlinných invazí

Následky zavlékání rostlin do nových oblastí musely být zjevné už velmi dávno, ale i přesto, že se klasická díla pojednávající o invazní ekologii (Elton, 1958) a charakterizující invazní druhy (Baker, 1965) objevila již na přelomu padesátých a šedesátých let, pozornost širší vědecké veřejnosti se na tuto problematiku soustředila až v posledním dvacetiletí (Lodge, 1993a; Pyšek, 1996). Zpočátku se v literatuře nejčastěji objevovaly floristické studie invazních druhů a práce týkající se kontroly jejich šíření.

Důležitým zlomem ve vývoji vědeckého zkoumání biologických invazí byl rok 1982, kdy byl zahájen mezinárodní projekt SCOPE (Scientific Committee on Problems of Environment), který soustředil řadu předních badatelů, během svého trvání velkou měrou přispěl k popularizaci oboru a vyústil ve vydání řady souborných publikací (Groves et Burdon, 1986; Joenje et al., 1986; Macdonald et al., 1986; Mooney et Drake, 1986; Kornberg et Williamson, 1987; Drake et al., 1989), jenž měly významný vliv na vznik množství dalších prací zabývajících se biologickými invazemi (Cronk et Fuller, 1995; Pyšek, 1995b). Během osmdesátých a na počátku devadesátých let značně narostl počet teoretických prací pojednávajících o této problematice (Pyšek, 1995b) a objevily se práce shrnující dosažené výsledky zkoumání např. mechanismu procesu invazí, vlivu invazních druhů na původní biotu, charakteristik invazních druhů a společenstev podléhajících invazím (Crawley, 1986, 1989; Newsome et Noble, 1986; Noble, 1989; Rejmánek, 1989; Roy, 1990).

1.4. Rostlinné invaze ve světě

Rostlinnými invazemi je v současnosti zachváčena velká část biosféry. Jejich intenzita v různých oblastech závisí na mnoha faktorech. Mezi nejvýznamnější z nich patří rozsah člověkem způsobených změn, který se výrazně liší v jednotlivých klimatických oblastech (Groves, 1991; Pyšek, 1996). Největší je v oblastech mediterránního klimatu (di Castri et al., 1990; Groves et di Castri, 1990), nejmenší je v oblastech primárních tropických lesů, ovšem v současnosti je již známo několik desítek druhů schopných invadovat tyto ekosystémy (Whitmore, 1991; Rejmánek, 1994). Svou roli v rozdílech mezi jednotlivými částmi světa, co se týče postižení invazemi sehrály i kulturní souvislosti. Oblasti ve sféře britského koloniálního vlivu jsou postiženy více než jiné, z velké části díky agresivní koloniální politice a neblahému vlivu koloniálních botanických zahrad, které sloužily spíše jako střediska introdukcí exotických druhů (Heywood, 1987; Cronk et Fuller, 1995; Pyšek, 1996). Mezi ekosystémy nejcitlivější vůči invazím patří vzhledem ke svému specifickému charakteru ostrovy (Vitousek, 1988; Loope et Mueller-Dombois, 1989).

• Invazní rostliny náležejí do řady botanických čeledí a jejich počet v každé čeledi zhruba odpovídá celkovému počtu druhů čeledi, nelze tedy specifikovat, které taxonomické skupiny jsou invazně úspěšné a které nikoliv. Nejvyšší počet invazních druhů mají nejpočetnější, ekologicky úspěšné a stále se rozvíjející

čeledi, invazní druhy však lze nalézt ve všech větších skupinách vyšších rostlin (Heywood, 1989). Původně bez vlivu člověka nejrozšířenější a dnes stále expandující cévnatá rostlina na Zemi je kapradina *Pteridium aquilinum* (Page, 1976). Výrazně úspěšné invazní druhy jsou rostliny Starého světa, zejména vzhledem ke svému tisíciletému soužití s člověkem a rovněž k geologické a evoluční dynamice oblasti (di Castri, 1989, 1990).

1.5. Vlastnosti invazních druhů

Invazní druhy jsou vybaveny různorodým souborem vzájemně korelovaných biologických charakteristik, jenž je činí schopnými šíření, kolonizace a kompetice, nicméně zdá se, že ani v rámci rostlinných invazí žádný konkrétní soubor vlastností není s to plně vysvětlit úspěšnost jednotlivých druhů v průběhu invaze (di Castri, 1990).

Z množství existujících autekologických studií invazních druhů lze vyvodit řadu vlastností, které v konkrétních případech zvyšují invazní potenciál druhu. V rámci genetiky a rozmnožování druhu lze uvést vysokou genetickou variabilitu a fenotypickou plasticitu, možnost nepohlavního rozmnožování, tendenci k nespécializovaným způsobům opylování, možnost polyploidizace či hybridizace (viz např. Abbott, 1993) či tendenci k nižšímu obsahu jaderné DNA. Ve vztahu k populační dynamice a k demografii druhu jde o tendenci k r-strategii, vysokou plodnost, rychlý populační růst, časnou reprodukční zralost, krátký a jednoduchý životní cyklus, vysokou mobilitu a vagilitu.

Z vlastností týkajících se fyziologie a autekologie druhu je možno uvést: schopnost vhodné alokace živin, možnost tvorby semen v širokém rozmezí abiotických faktorů, možnost účinného šíření semen v čase a prostoru, schopnost dormance, eurytopie, dobrou kompetiční schopnost, sklon k synantropizaci (podle Baker, 1965; Noble, 1989; di Castri, 1990; Roy, 1990; Lodge, 1993a; Rejmánek, 1995). Často hraje v průběhu invaze roli úmyslné rozšiřování druhu člověkem a proto je možné za vlastnosti zvyšující invazní potenciál rostliny považovat i atraktivní květy, vyšší obsah nektaru nebo jedlé plody (Cronk et Fuller, 1995). Lze konstatovat, že žádný invazní druh není vybaven všemi těmito vlastnostmi, ale jen jejich určitou částí. Uvedené vlastnosti navíc sdílí i mnoho druhů nevykazujících invazní chování a naopak řada invazních druhů má vlastnosti vůči nim zcela protikladné (di Castri, 1990).

1.6. Proces invaze

V celém průběhu procesu invaze lze odlišit několik fází (Kornaš, 1990):

1. Introdukce propagulí daného druhu na nové území spojená s výskytem prvních jedinců.
2. Uchycení druhu převážně na člověkem silně ovlivněných stanovištích.
3. Kolonizace člověkem méně ovlivněných stanovišť.
4. Invaze druhu do polopřirozené a přirozené vegetace.

Cronk et Fuller (1995) navíc podrobněji člení závěrečnou fázi šíření invazního druhu v přirozené vegetaci.

Každá následující fáze je pro invazní druh obtížněji dosažitelná než fáze předcházející. Velká většina introdukovaných druhů se neuchytí nikdy nebo jen efemérně, část z nich kolonizuje pouze člověkem silně ovlivněná stanoviště a jen málo druhů proniká do nenarušené přírodní vegetace (Rejmánek, 1989; di Castri, 1990; Kornaš, 1990; Sykora, 1990). Kowarik (1995a) na příkladu dynamiky introdukovaných dřevin ukazuje, že poměr mezi introdukovanými, uchycenými, invadujícími kolonizujícími druhy lze přibližně vyjádřit „pravidlem 10:2:1“ tj. zhruba 10% introdukovaných druhů je schopno se uchytit na silně narušených místech, asi 2% těchto druhů kolonizuje méně narušená stanoviště a okolo 1% z nich se včleňuje do polopřirozené a přirozené vegetace.

Je zjevné, že rostlinné invaze jsou ve velké většině případů neúspěšné. Dostupná data se přitom týkají téměř výhradně úspěšných invazí (Mooney et Drake, 1989). Existuje řada studií popisujících celý průběh procesu invaze od historie prvních introdukcí až po následné šíření, vždy se však jedná o zřetelně úspěšné případy invazí (např. Guillerm et al., 1990; Kornaš, 1990; Pyšek, 1991). Úspěšné invaze předchází určitou dobu trvající „lag“ fáze populačního růstu daného druhu. Obecné závěry ohledně délky „lag“ fáze jsou nezbytné pro dynamiky růstu populací invazních druhů (Hengeveld, 1987, 1989), ve srovnání se živočišnými invazemi však existuje jen málo dat o jednotlivých druzích rostlin (např. Pyšek et Prach, 1993). První krok k invazi zřejmě závisí na deterministických faktorech, jako je čas potřebný pro produkci prvních propagulí. Zdá se, že v mnoha případech „lag“ fáze trvá déle, než je doba potřebná k tomu, aby druh vstoupil do přirozené vegetace, což zdůrazňuje význam stochastických faktorů pro úspěch invazí (Kowarik, 1995a). Existují určité důkazy, že se „invazní okna“ (tj. místa vhodná k uchycení druhu v čase a prostoru) nemusí otvírat nezbytně jako následek náhodných událostí, ale rovněž i jako následek řízených změn prostředí (Johnstone, 1986). Všeobecně lze zdůraznit vliv souhry vhodné příležitosti a načasování na průběh biologických invazí (Crawley, 1989).

1.7. Invadovaná společenstva

Existuje řada faktorů ovlivňujících potenciál konkrétního druhu invadovat nová území. Mezi tyto „preadaptace“ patří vlastnosti druhu získané vývojem v oblasti původního výskytu (ve vztahu k recentní geologické a evoluční historii oblasti spolu s historií působení člověka na krajinu) nebo možnosti transportu propagulí rostlin, dané jejich schopností být transportován a ovlivněné intenzitou směny lidských populací a produktů jejich činnosti, např. obchodem, kolonizací nebo válkou (Hejný et Jehlík, 1973; di Castri, 1990).

Průběh invazí je významně ovlivněn charakterem invadovaného biotopu a s ním spojenými interakcemi mezi invadujícím druhem a druhy původními. Invazibilita biotopu je rovněž ovlivněna řadou jeho vlastností: abiotickými faktory prostředí, mírou podobnosti klimatických poměrů k poměrům v oblasti původního

výskytu, sukcesním stářím vegetace, mírou rozmanitosti druhového složení vegetace, přítomností či absencí patogenů, parazitů, herbivorů či konkurentů invazního druhu, charakterem disturbance biotopu (di Castri, 1990; Lepart et Debussche, 1991; Lodge, 1993a; Hobbs et Huenneke, 1995). Rejmánek (1989) ukazuje, že úspěch invazního druhu bývá podpořen déletrvajícím stálým šířením propagulí z vnějších zdrojů, změnou režimu nebo zesílením disturbance, vyšší kompetiční schopností a nižším překryvem požadavků na zdroje vzhledem k původním druhům. Biotopy na mezické části vlhkostního gradientu se rovněž jeví být více invadovány, než extrémní biotopy (Rejmánek, 1989).

Newsome et Noble (1986) uvádějí čtyři typy invazí na základě konečného osudu invadujícího druhu:

1. Uchycení a setrvání druhu na stanovišti souvisejícím s lidským osídlením.
2. Zaujmutí volné, neobsazené niky v krajině.
3. Proniknutí do relativně člověkem neovliněného společenstva, avšak druh přežívá pouze za určitých podmínek a mizí při extrémních stavech prostředí.
4. Proniknutí a začlenění druhu do relativně člověkem neovliněného společenstva, přičemž nemusí nezbytně dojít k eliminaci původních druhů.

1.8. Cíle a záměry práce

Uvedené vlastnosti invazních druhů se spolu s charakterem invadovaných biotopů podílejí na průběhu procesu invaze konkrétních druhů v konkrétních oblastech. Struktura krajiny je kontextem pro tyto procesy a zřejmě je významným způsobem ovlivňuje. Přesto neexistuje příliš mnoho prací, které by se pokoušely kvantifikovat invaze v krajinném měřítku, bez ohledu na možné teoretické i praktické závěry, které z nich mohou plynout (Forman et Godron, 1993; Ferreira et Moreira, 1995; Pyšek et Pyšek, 1995). Ve své práci jsem se proto pokusil pojmut invazní rostliny právě v kontextu konkrétního výseku krajiny, který by postihoval různorodou škálu krajinných prvků. Cíle a záměry této práce jsou následující:

1. **Kvalitativní a kvantitativní ohodnocení distribuce invazních rostlin ve zvoleném úseku krajiny**
2. **Testování vlivu vybraných charakteristik prostředí ve studovaném území na distribuci invazních druhů rostlin**
3. **Experimentální ověření vlivu nadmořské výšky a přítomnosti zdrojů diaspor na distribuci invazních druhů v krajině**

2. Metody

2.1. Studované území

Pro účely této studie bylo zvoleno území mezi vlakovým nádražím v Českých Budějovicích (385 m n.m.) a Kletí (1083 m n.m.), nejvyšším vrcholem Blanského lesa (Družicový snímek). Toto území leží převážně na krystalických břidlicích a křídových usazeninách, panují zde průměrné roční teploty 5 - 7 °C a ročně zde spadne 650 až 700 mm srážek. Ve vegetačním období (duben-září) se zde pohybuje průměrná teplota mezi 11 - 13 °C (Mikyška, 1969). Od 19.2 km dlouhé osy vedené mezi hlavní nádražní budovou a televizním vysílačem na Kletí byl vytyčen transekt o šíři 3 km. Tento transekt zahrnuje část 1. zóny CHKO Blanský les, rezervace Mladé Bory a Holubovské hadce, části toku několika potoků, Malše a Vltavy, několik rybníků a menších nádrží intravilány obcí Černý Dub, Dvůr Koroseky, Holubov, Homole, Koroseky, Krásetín, Kroclov, Litvínovice, Nové Homole, Planá, Třísov, Vrábče, Záhorčice, části obcí Šindlovy Dvory a Mříč a část města České Budějovice, dále řadu samot, zahrádkářských kolonií a osad.

2.2. Hodnocení výskytu invazních druhů a charakteristik prostředí ve sledovaném transektu

2.2.1. Mapování výskytu invazních druhů

Transekt byl na pracovních mapách měřítka 1:10 000 rozčleněn do 640 čtverců o rozměru 300 x 300 m, které pokryly celou plochu transektu v 64 řadách po deseti čtvercích. V každém takto vymezeném čtverci byl v průběhu léta 1995 zjištěn výskyt všech terrestrických invazních druhů rostlin v účelově vytvořených vegetačních jednotkách. Většina invazních druhů byla determinována na místě nálezu, druhy obtížněji identifikovatelné byly určovány pomocí literatury (Dostál, 1958, 1989; Smejkal, 1965; Hejný et Slavík 1988, 1990, 1992; Rothmaler, 1994; Slavík, 1995) nebo případně konzultovány s dalšími botaniky. Rostliny, které nebyly vždy fyzicky dostupné a zároveň je nebylo možno identifikovat na druhovou úroveň byly klasifikovány jako „sp.“, „sp. div.“ nebo „agg.“ Výskyt invazních hydrofytů nebyl zjišťován z důvodu časové a technické náročnosti průzkumu vodních ekosystémů.

Při popisu jednotlivých taxonů byla použita nomenklatura převážně podle Rothmaler (1994), dále pak podle Dostál (1989), Hejný et Slavík (1988, 1990, 1992), Slavík (1995). nomenklatura syntaxonů byla užívána podle Moravec et al. (1995).

2.2.2. Vymezení vegetačních jednotek

Za účelem mapování transektu byly na základě předběžného průzkumu sledovaného území (Mihulka, 1994) a s přihlédnutím k pracím pojednávajícím

o výskytu invazních rostlin v různých biotopech v krajině (Kowarik, 1995b) vytvořeny vegetační jednotky tak, aby dobře pokrývaly předpokládanou distribuci invazních druhů a vyhovovaly tak potřebám této studie, což ovšem na druhé straně způsobilo jejich určitou nevyváženost. Jednotky byly vytvořeny ve dvou skupinách, zvláště pro vegetaci lidských sídel a pro vegetaci otevřené krajiny, vzhledem k jejich odlišnému charakteru, ovlivňujícímu chování invazních druhů (White et al. 1993, Kowarik, 1995b). Za vegetaci lidských sídel bylo považováno rostlinstvo v okolí míst, která jsou alespoň přechodně obývána lidmi. Klasické syntaxony curyšsko-montpeliérského směru (Moravec et al., 1994; Moravec et al., 1995) nebyly pro daný účel vhodné pro jejich přílišnou složitost, zejména v případě ruderalních společenstev (Klimeš, 1989; Kopecký et Hejný, 1992; Pyšek, 1994b).

Ve skupině „vegetace lidských sídel“ byly vytvořeny jednotky:

1. *ruderalizované plochy* - rumištní vegetace okolí lidských příbytků, průmyslových objektů, skládek, stavenišť
2. *lemy komunikací* - vegetace okrajů silnic, cest, pěšin a chodníků, příkopů
3. *parky a zahrady* - spontánní vegetace parků, květinových záhonů, zahradních kolonií, předzahrádek a zahrad
4. *kultury* - uměle udržované kultury invazního druhu, užitkové i okrasné porosty
5. *lemy vodních ploch* - vegetace břehů řek a potoků, kanálů, vlhkých příkopů, okrajů rybníků a různých technických nádrží
6. *prostory železničních drah* - vegetace okolí drážních objektů, železničních drah a kolejíšť
7. *udržované trávníky* - upravované plochy s kompaktním drnem

Ve skupině „vegetace otevřené krajiny“ byly vytvořeny jednotky:

1. *ruderalizované plochy* - vegetace skládek, půdních deponií, stavenišť, ruin, okolí zemědělských staveb
2. *lemy komunikací* - vegetace okrajů silnic, cest a pěšin
3. *kultury* - polní kultury a úmyslné výsadby
4. *lemy vodních ploch* - vegetace břehů řek, potoků, melioračních stružek, kanálů, vlhkých příkopů, okrajů rybníků a různých nádrží.
5. *lemy železničních drah* - vegetace železničních náspů a kolejíšť.
6. *plochy se segetální vegetací* - samovolně se vyskytující vegetace v polních kulturách různého charakteru
7. *vlhké louky* - zahrnuje zhruba luční vegetaci svazů *Alopecurion pratensis* a *Molinion*
8. *mezické a sušší louky* - zahrnuje zhruba luční vegetaci svazu *Arrhenatherion*
9. *mokřiny* - vegetace na zvodnělých či bažinných půdách

10. *skály a sutě*
11. *jehličnaté lesy původní* - zahrnuje „reliktní“ bory na hadcích a „reliktní“ smrkové porosty na svazích Kleti
12. *jehličnaté lesy druhotné* - zahrnuje běžné smrčiny a bory
13. *listnaté lesy původní* - zahrnuje květnaté bučiny na svazích Kleti
14. *listnaté lesy druhotné* - zahrnuje výsadby listnatých dřevin různé skladby
15. *lesní lemy a pláště*
16. *lesní cesty*

2.2.3. Vymezení sledovaných proměnných

Abundance příslušného druhu byla vždy ohodnocena stupnicí založenou na Braun-Blanquetově stupnici relativní abundance (Moravec et al. 1994; praktické aplikace v Prach, 1994) na 6-ti stupňové relativní ordinální škále (0 - absence, 1 druh je velmi vzácný, 2 druh je vzácný, 3 druh je roztroušený, 4 druh je početný, 5 je hojný) v každé vegetační jednotce vyskytující se v daném čtverci. Studované charakteristiky prostředí pro jednotlivé čtverce byly získány terénním průzkumem a analýzou pracovních map měřítka 1:10 000. Pro každý čtverec byl zjištěn celkový počet invazních druhů.

Jako vysvětlující proměnné byly zjišťovány následující faktory: počet zastoupených jednotek vegetace sídel, počet zastoupených jednotek vegetace krajiny, průměrná nadmořská výška čtverce a pro každý čtverec byla rovněž odhadnuta intenzita antropogenního ovlivnění pomocí hrubé 5-ti stupňové škály (1 - intenzivní zástavba centra města a průmyslových okrsků, 2 - běžná městská a vesnická zástavba, 3 - obhospodařovaná nelesní vegetace (pole, louky), 4 - kulturní lesní porosty, 5 - zachovalé přirozené lesní porosty). Dále byla postupně odhadnuta vzdálenost každého čtverce od nejbližších čtverců zahrnujících lidská sídla, silniční síť, železniční dráhu a říční systém, představovaný řekami Vltavou a Malší a několika velkými potoky (Černodubský, Dobrovodský, Dubský, Homolský, Krásetínský a Křemžský). Tyto vzdálenosti byly vyjádřeny počtem čtverců.

2.3. Uspořádání experimentu

V rámci studie byl rovněž experimentálně ověřován vliv nadmořské výšky a přítomnosti zdrojů diaspor na distribuci invazních druhů v krajině. Ve třech různých nadmořských výškách (400 m n.m., 700 m n.m a 1000 m n.m.) byl založen manipulační experiment v jehož průběhu bylo vyseto vždy sedm invazních druhů rostlin (Tab. 6), každý druh do dvaceti ploch 1x1 m, celkem ve čtyřech typech biotopů (břehy tekoucích vod, břehy stojatých vod, ruderalizovaná místa a sušší, výslunná místa). Pro každý druh byl zvolen jeden typ biotopu, ve kterém bylo vytyčeno 14 ploch a zároveň byly vytyčeno po dvou plochách ve zbývajících třech typech biotopu. Plochy pro výsevy byly vybírány tak, aby experiment nebyl ovlivněn samovolným rozšiřováním diaspor testovaných druhů.

Semena vysévaných druhů *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Bidens frondosa*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Physocarpus opulifolius* a *Robinia pseudoacacia* byla nasbírána na konci sezóny roku 1994 v okolí Českých Budějovic, s výjimkou druhů *Heracleum mantegazzianum* a *Ailanthus altissima*, které se zde vyskytují jen v nepatrném množství a jejich semena proto musela být importována z blízkosti Mariánských Lázní, respektive z Prahy. V předjaří 1995 byla ověřena klíčivost těchto semen v laboratorních podmínkách v rámci jiných, souběžně probíhajících experimentů (Bastl, 1996).

Na přelomu března a dubna 1995 byl proveden výsev do ploch ve 400 m n.m. (okolí Litvínovic u Českých Budějovic) a v 700 m n.m. (okolí Krásetína v předhůří Blanského lesa). V červnu téhož roku byl proveden výsev do ploch v 1000 m n.m. v okolí Kvildy na Šumavě. Časová prodleva mezi prvními dvěmi a třetím výsevem byla způsobena specifickými klimatickými poměry, kdy na jaře 1995 v místech zamýšlených výsevů v nadmořské výšce 1000 m n.m. ležela sněhová pokrývka až do první poloviny června. Ve všech založených plochách byl po zhruba třech měsících zjištěn počet vzešlých identifikovatelných semenáčků.

Experimentální plochy představují jako zdroje diaspor invazních druhů potenciální riziko pro okolní vegetaci. Proto byl v závěru sezóny 1995 proveden jejich další průzkum, při kterém bylo zjištěno, že většina vzešlých semenáčků uhynula. Nebezpečí invaze vysetých druhů do okolní vegetace se tak snížilo na minimum. Plochy přesto budou i nadále kontrolovány.

2.4. Statistické zpracování dat

2.4.1. Ordinační metody

Údaje získané terénním mapováním byly zpracovány na základě dvou možných pohledů. Jeden z nich uvažoval detailně zaznamenaná data týkající se abundance každého invazního druhu pro všechny vegetační jednotky v daném čtverci zvlášť (dále úplný soubor dat) a druhý uvažoval pro každý invazní druh pouze jednu souhrnnou abundanci (součet údajů z jednotlivých vegetačních jednotek) pro příslušný čtverec (dále souhrnný soubor dat). Oba soubory dat byly vyhodnoceny ordinačními metodami pomocí programu CANOCO ver. 3.12 (ter Braak, 1990).

Bylo použito přímé, CCA (Canonical Correspondence Analysis) i nepřímé, DCA (Detrended Correspondence Analysis) gradientové analýzy. U přímé gradientové analýzy obou souborů dat byly jako vysvětlující proměnné použity: počet jednotek vegetace sídel (VHS), počet jednotek vegetace otevřené krajiny (VOL), nadmořská výška (ALT), intenzita antropogenního ovlivnění (ANTROP) a vzdálenost od nejbližšího lidského sídla (TOWN), silniční síť (ROAD), železniční dráhy (RAIL) a říčního systému (RIV).

V rámci přímé gradientové analýzy byl k ověření signifikance vztahu mezi vysvětlujícími proměnnými a získanými druhovými daty užit Monte-Carlo permutační test (ter Braak, 1990). Důležitost jednotlivých vysvětlujících proměnných byla hodnocena pomocí postupu stepwise selection (ter Braak et Verdonschot, 1996). U nepřímé gradientové analýzy byly jako vysvětlující proměnné dále užity typy vegetačních jednotek.

Data byla pro obě analýzy logaritmicky transformována. Grafické výstupy byly vytvořeny programem CANODRAW verze 3.10 (Šmilauer, 1992) a pro tisk upraveny v programu CANOPOST.

2.4.2. Regresní analýza

Souhrnný soubor dat spolu s vysvětlujícími proměnnými byl dále pomocí programu S-PLUS (Anonymous, 1995) analyzován užitím zobecněných lineárních modelů (GLM - Generalized linear models). Pro posouzení vlivu jednotlivých vysvětlujících proměnných na vysvětlované proměnné byl použit postup stepwise selection. Na základě poměru residuální deviance a deviance nulového modelu bylo určeno, jakou část variability dat daný model vysvětluje. Dále bylo vybráno 22 v ordinačním prostoru dostatečně dobře fitujících invazních druhů s velkou váhou v gradientových analýzách a jejich souhrnná abundance byla analyzována stejným způsobem.

2.4.3. Zpracování experimentálně získaných dat

Data získaná při vyhodnocení experimentu byla analyzována pomocí programu S-PLUS (Anonymous, 1995), opět s použitím stepwise selection pro posouzení vlivu jednotlivých vysvětlujících proměnných na vysvětlované proměnné. Jako vysvětlující proměnné v zobecněném lineárním modelu s předpokládanou binomickou distribucí vysvětlované proměnné (McCullagh et Nelder, 1989) a s logit link funkcí byly uvažovány nadmořská výška, druh a typ biotopu. Jako vysvětlované proměnná byla užitá klíčivost semen. Rovněž byly testovány interakce mezi vysvětlujícími proměnnými. Zároveň byl pomocí stepwise selection analyzován vliv jednotlivých proměnných na vysvětlované proměnné u každého druhu zvlášť.

3. Výsledky

3.1. Hodnocení výskytu invazních rostlin v transektu

V transektu bylo nalezeno 102 invazních taxonů nejméně druhové úrovně (dále jen druhů) vyšších terrestrických rostlin. Jejich přehled spolu s taxonomickou příslušností a oblastí původu udává Tab. 1, vybrané ekologické charakteristiky jsou uvedeny v Tab. 2. Zaznamenány byly pouze zjevně zplaňující druhy, tj. takové, které se nevyskytovaly pouze v kultuře, ale alespoň vegetativně rozšířené mimo výsadbu. Mnohdy bylo v tomto ohledu obtížné rozhodnout, v tom případě bylo použito skeptické stanovisko. Uvedené charakteristiky jednotlivých druhů byly převzaty z manuskriptu (Pyšek et al., 1996) a u některých druhů doplněny z Frank et Klotz (1990) a odvozeny podle vlastních pozorování.

Výskyt invazních druhů v jednotlivých vegetačních jednotkách a počet vegetačních jednotek spolu s počtem mapových čtverců, které daný druh invaduje prezentuje Tab. 3. Celkový počet druhů ve vymezených vegetačních jednotkách udávají Graf 1a a Graf 1b.

Pokud jde o taxonomickou příslušnost, náleží nalezené invazní druhy rostlin celkem do 41 čeledí (viz Tab. 1). Nejpočetněji je zastoupena čeleď *Asteraceae* (22 druhů), čeledi *Amaranthaceae*, *Fabaceae*, *Onagraceae*, *Poaceae* a *Scrophulariaceae* jsou zastoupeny po 5 druzích, *Rosaceae* a *Solanaceae* po 4 druzích a zbylých 33 čeledí je zastoupeno 1 až 3 druhy.

Rostliny pocházejí nejčastěji ze Severní Ameriky (43 druhů), dále pak z jižní Evropy (24), východní Asie (7), střední, západní a jižní Asie (14), Střední a Jižní Ameriky (13), severní a západní Evropy (6) a po jednom druhu z Afriky a Austrálie. (viz Tab. 1).

Z ekologických charakteristik uvedených v Tab. 2 převládá opylování hmyzem či autogamie, rozšiřování rostlin pomocí semen, disperze semen pomocí větru nebo živočichů, životní strategie C nebo CR (sensu Grime) a životní forma (sensu Raunkiaer) terofyt nebo hemikryptofyt. Spolu s nejčastější kombinací taxonomické příslušnosti a oblasti původu (čeleď *Asteraceae* a Severní Amerika) lze takto popsat „ideální typ“ invazního druhu v studovaném území.

Z Tab. 3 a Grafů 1a, 1b, uvádějících počty druhů invadujících jednotlivé biotopy v krajině, je patrná převaha výskytu invazních druhů ve vegetaci lidských sídel. Všechny zaznamenané invazní druhy se vyskytovaly ve vegetaci sídel, 63 (tj. 61.8%) invazních druhů se vyskytovalo jak ve vegetaci sídel, tak i ve vegetaci otevřené krajiny a nebyl zaznamenán jediný druh, který by se vyskytoval výhradně v otevřené krajině.

3.2. Gradientová analýza DCA

Výsledky nepřímé gradientové analýzy DCA pro úplný soubor dat a pro souhrnný soubor dat s proloženými proměnnými ukazují Graf 2a resp. Graf 2b. První dvě ordinační osy vysvětlují 21.6 % variability v souhrnném souboru dat a 11.9 % variability v úplném souboru dat.

Výsledky DCA obou souborů dat (Graf 2a, 2b) vykazují obdobné uspořádání. V obou případech jsou všechny vysvětlující proměnné korelovány především s 1. ordinační osou. Proměnné počet jednotek vegetace sídel (VHS) a počet invazních druhů ve čtverci (N) jsou rovněž v obou případech spolu těsně pozitivně korelovány ($P < 0.05$). Zároveň jsou záporně korelovány se zbývajícím proměnnými (ALT, ANTROP, RAIL, RIV, ROAD a VOL), které jsou sami mezi sebou rovněž pozitivně korelovány, těsněji v případě souhrnného souboru dat. S ostatními proměnnými (ALT, ANTROP, VOL, RAIL, RIV, ROAD a TOWN) jsou negativně korelovány. Převážná většina dobře fitujících druhů s dostatečnou váhou v gradientových analýzách je svým výskytem pozitivně korelována s proměnnými VHS a N, tedy se stoupajícím počtem jednotek vegetace sídel a s rostoucím počtem invazních druhů v jednotlivých čtvercích. Výjimku představuje druh *Lupinus polyphyllus*, jehož výskyt je u obou souborů dat korelován spíše se zbytkem proměnných, spolu s druhy *Amaranthus chlorostachys*, *Chammomilla suaveolens* a *Trifolium hybridum* v případě úplného datového souboru. Graf 2a znázorňuje v ordinačním prostoru rovněž pozici jednotlivých vegetačních jednotek užitých jako vysvětlujících proměnných, s výjimkou jednotek s nejmenší signifikancí lp, vl a lc, které nebyly pro technické obtíže zobrazeny.

S první ordinační osou je zde nejtěsněji korelován vliv jednotek parky a zahrady (PZ) a ruderalizované plochy (RD) vegetace sídel a ruderalizované plochy (rd) vegetace krajiny. S druhou ordinační osou jsou nejtěsněji korelovány jednotky lemy komunikací (LK), lemy železničních drah (ZD), udržované trávníky (TR) a lemy vodních ploch (LV) vegetace sídel a jednotky lemy železničních drah (zd) a pěstované kultury (kl) vegetace otevřené krajiny. Pokud jde o vztah vegetačních jednotek a invazních druhů, nápadná je korelace mezi jednotkou LV a *Impatiens parviflora*, mezi jednotkou LK, ZD a TR a druhy *Coryza canadensis*, *Galinsoga ciliata*, *Galinsoga parviflora*, *Oxalis corniculata* agg. a *Stenactis* sp. S jednotkami PZ a KL jsou korelovány druhy pěstované v zahradách (např. *Phlox* sp. div.)

3.3. Gradientová analýza CCA

Výsledky přímé gradientové analýzy CCA pro oba datové soubory ukazuje Graf 3a, resp. Graf 3b. První dvě kanonické ordinační osy vysvětlují 10.9 % variability v souhrnném souboru dat a 2.1 % variability v úplném souboru dat. Monte-Carlo permutační test potvrdil při $N=999$ signifikantní vysvětlující vliv 1. kanonické ordinační osy v analýze pro oba datové soubory ($P < 0.05$). Výsledky CCA obou datových souborů jako celek jsou obdobou výsledků DCA, mezi sebou

vzájemně vykazují větší podobnosti. Proměnná VHS je opět u obou datových souborů těsněji korelována s 1. ordinační osou a negativně korelována se všemi ostatními proměnnými. Proměnné RAIL a ROAD jsou v obou případech těsně korelovány a společně vykazují korelaci spíše s 2. ordinační osou a rovněž v obou případech je proměnná RIV málo korelována s ostatními proměnnými a vykazuje spíše korelaci s 2. ordinační osou. S proměnnou VHS je opět pozitivně korelováno větší množství druhů, tentokrát dílem pěstovaných v kultuře a zplaňujících (např. *Acer negundo*, *Rhus typhina*, *Helianthus serotinus*) a dílem úspěšné invazní jedno- a víceleté typy (*Conyza canadensis*, *Galinsoga spp.*, *Solidago canadensis*). Se zbývajícími proměnnými RAIL a ROAD je těsně korelován druh *Impatiens parviflora*, volněji *Impatiens glandulifera*, s proměnnou RIV druhy *Amaranthus retroflexus*, *Lolium multiflorum* a *Robinia pseudoacacia*. S proměnnými ALT, VOL, ANTROP a TOWN jsou dále korelovány druhy *Chammomilla suaveolens*, *Epilobium ciliatum*, *Lupinus polyphyllus*, *Trifolium hybridum*, s proměnnou TOWN je korelován druh *Juncus tenuis*.

Tab. 4 porovnává hodnocení důležitosti jednotlivých vysvětlujících proměnných pomocí postupu stepwise selection u úplného a souhrnného souboru dat. Uvedené proměnné se ve své důležitosti u obou souborů dat liší, v případě souhrnného souboru dat objasňují jednotlivé proměnné ve srovnání s úplným souborem dat více variability v datech a jejich vliv je průkaznější.

3.4. Regresní analýza

Regresní analýza vztahu distribuce invazních rostlin a faktorů prostředí vycházející ze souhrnného souboru dat a provedená pomocí zobecněných lineárních modelů s následnou stepwise selection navrhuje vhodné modely popisující tento vztah (Tab. 5). Pro celý souhrnný soubor dat byl navržen model **klíčení semen ~ VHS + ALT + ROAD² + VOL² + ANTROP** (zleva doprava klesá důležitost proměnné; druhá mocnina označuje polynomiální člen 2. stupně v modelu). Tento model vysvětluje 80% variability dat. Podle tohoto modelu má největší vliv na distribuci všech invazních druhů rostlin počet přítomných jednotek vegetace sídel (VHS). Počet invazních druhů v jednotlivých čtvercích v závislosti na VHS lineárně stoupal (Tab. 5). Dále počet druhů lineárně klesal s nadmořskou výškou (ALT), ve vztahu ke vzdálenosti od silniční sítě vykazoval unimodální průběh s lokálním minimem (ROAD²), s počtem jednotek vegetace otevřené krajiny (VOL) exponenciálně stoupal a lineárně klesal s poklesem intenzity antropogenního ovlivnění ve čtverci (ANTROP).

Tab. 5 rovněž ukazuje údaje z regresní analýzy a následné stepwise selection vycházející ze souhrnného datového souboru u vybraných 22 invazních druhů.

3.5. Vyhodnocení experimentu

Grafy 4a, 4b a 4c zobrazují mediány procentuálních klíčivostí semen vysévaných druhů v každém typu biotopu ve všech 3 zahrnutých nadmořských výškách. Výsledky regresní analýzy dat týkajících se všech druhů zároveň

a každého druhu jednotlivě pomocí zobecněného lineárního regresního modelu s předpokládanou binomickou distribucí vysvětlované proměnné a logit link funkcí jsou uvedeny v Tab. 7 a v Tab. 8.

Patrný je vliv nadmořské výšky, se kterou se klíčivost testovaných druhů signifikantně snižuje ($P < 0.001$, viz Tab. 7). Velmi signifikantní ($P < 0.001$) je rovněž vliv nadmořské výšky na všechny druhy i na jejich chování v jednotlivých biotopech. Na hranici průkaznosti se pohybuje vliv interakce nadmořské výšky a typu biotopu ($0.001 < P < 0.05$).

Pokud jde o klíčivost semen jednotlivých druhů, u všech sedmi je vliv interakce nadmořské výšky a typu biotopu neprůkazný. Typ biotopu vysoce průkazně ($P < 0.001$) ovlivňuje klíčivost druhů *Impatiens glandulifera* a *Physocarpus opulifolius*, naopak neprůkazný byl vliv biotopu na klíčení druhu *Heracleum mantegazzianum*. Nadmořská výška má vysoce průkazný vliv na všechny testované druhy kromě *Physocarpus opulifolius*, jehož klíčení není nadmořskou výškou signifikantně ovlivňováno.

4. Diskuse

4.1. Otázka původnosti druhů

Snaha označit nějaký konkrétní druh jako invazní s sebou přináší jisté obtíže. Z definice vyplývá, že se jedná o druh cizího původu, nikoliv o druh původní. Rozlišení mezi původním druhem a druhem cizího původu je jedním z prvních problémů, jimž je třeba při studiu invazí čelit (Heywood, 1989; Pyšek, 1995a). Na určení původnosti druhu existují určitá kritéria. Přímo vypovídací hodnotu v této záležitosti má pouze fosilní doklad o výskytu druhu v daném území, anebo historický záznam o zavlečení druhu; dále je možné původnost druhu hodnotit například podle typu stanoviště či vegetace ve kterém se vyskytuje, podle jeho chování v jiných oblastech výskytu, zeměpisného rozšíření, způsobu rozmnožování, možných způsobů introdukce či podle charakteru jeho entomofauny (Webb, 1985; Preston, 1986; Pyšek, 1995a). Obecně se za původní považuje takový druh, který se v daném území objevil v průběhu historie, nebo i recentně nezávisle na činnosti člověka“ za nepůvodní se považuje druh, který se na dané území dostal díky člověku, ovšem pouze od počátku neolitu (ve Střední Evropě okolo 5 až 6 tisíc let př.n.l.), neboť vliv člověka na šíření rostlin z doby předneolitické je považován za srovnatelný s vlivem jiných savců s podobnou ekologií (Webb, 1985). V této souvislosti se také často uvádí tzv. evoluční kritérium původnosti druhu, podle kterého se za původní považuje druh, který ve sledovaném území vznikl. K tomuto kritériu Kowarik (1995a) dodává, že pokud se druh na území vyskytoval před posledním glaciálem, z nějaké příčiny vymizel a potom byl člověkem opět reintrodukovan (ve střední Evropě *Robinia pseudoacacia* a řada jiných druhů z mírného pásu Sev. Ameriky a vých. Asie), nemůže být považován za původní, vzhledem k odlišným recentním klimatickým podmínkám. Stejně jako v případě klasifikačních systémů synantropních rostlin (např. Holub et Jirásek, 1967; Kornaš, 1990) však jde o poněkud formální přístup.

Data o původnosti druhů lze čerpat v podstatě jen z regionální floristické literatury, které většinou uvádějí údaje o původnosti druhů, ale často nekriticky, spíše intuitivně a roli zde hraje i emocionální hledisko ve vztahu regionálních botaniků ke „svým“ územím (Pyšek, 1996). Situaci znesnadňuje měřítko, ve kterém je „invaznost“ druhů uvažována. V rámci menšího regionu může být nepůvodním druh, který je pro území celého státu považován za původní. Z historických pramenů pro oblast studovaného transektu vyplývá, že např. druhy *Fraxinus excelsior* a *Larix decidua* zde byly vysazeny až na konci 18. století (Kučera, 1975; Zálaha, 1975), v rámci této studie však nebyly uvažovány jako invazní.

Novější archeobotanické nálezy (Opravil, 1994) identifikují stále více „neofytních“ druhů jako archeofyty anebo snižují datum prvního nálezu k roku 1500 n.l. Některé „invazní“ druhy uváděné v pracích z poslední doby (Pyšek et al., 1995) se tak podle uvedených kritérií stávají druhy původními. Statut dalších

druhů, včetně druhů nalezených v prostoru studovaného transektu (např. *Silybum marianum*) se stává nejistým. Určení počtu invazních druhů pro konkrétní území je tím dále komplikováno.

4.2. Výskyt invazních rostlin v transektu

4.2.1. Invazní druhové spektrum v transektu

Soubor nalezených invazních druhů rostlin (Tab. 1, 2, 3) tedy dozajista nepředstavuje definitivní výčet těchto druhů ani pro vymezený transekt. Při studiu území o rozloze cca 60 km² nelze tvrdit, že byly zaznamenány opravdu všechny invazní druhy ve všech vymezených vegetačních jednotkách ani že se již v tomto prostoru žádný další invazní druh nevyskytuje. Spletitá taxonomická situace řady rodů invazních rostlin (*Oenothera*, *Oxalis*, *Stenactis*) znesnadňuje určení přesného počtu druhových taxonů v prostoru transektu. Několik invazních druhů, jako např. *Ambrosia artemisiifolia* (železniční stanice Boršov nad Vltavou) nebo *Heracleum mantegazzianum* (severozápadní okraj Českých Budějovic) bylo nalezeno v blízkosti hranic transektu a vzhledem k jeho striktnímu vymezení nebylo do studie zahrnuto. Populace invazních rostlin často podléhají značným fluktuacím v krátkých časových úsecích (Drake et al., 1989 aj.) a při jednorázovém detailním průzkumu není možné přesně zachytit jejich výskyt, zejména pokud jde o efemérní či nepříliš rozsáhlé populace. Při srovnání s předběžným průzkumem větší části transektu (Mihulka, 1994) takto nebyly zaznamenány druhy *Phalaris canariensis* a *Rumex trianguivalis*, které se v sezóně 1993 vyskytovaly v malých populacích v intenzívně antropogenně ovlivněném středu města. Z druhů uvedených v přehledu úspěšných invazních rostlin (Pyšek et al., 1995) nebyly na území transektu nalezeny druhy *Acorus calamus*, *Bunias orientalis*, *Cardaria draba*, *Heracleum mantegazzianum* a *Lycium barbarum*; druhy *Pinus nigra* a *Pinus strobus* se v prostoru transektu vyskytovaly jen v 7 resp. ve 4 čtvercích, převážně v kultuře. Výskyt druhu *Elodea canadensis* jako vodní rostliny a druhu *Medicago sativa* jako archeofytu nebyl zaznamenáván.

4.2.2. Vlastnosti nalezených invazních druhů

Zjištěné invazní druhy představují skupinu poměrně různorodou ve všech charakteristikách uvedených v Tab. 1 a Tab. 2. Protože zároveň nebyly sledovány původní druhy a archeofyty, není možné srovnat původní a invazní flóru transektu způsobem, jakým Pyšek et al. (1995) porovnává tyto dva soupisy druhů pro Českou republiku. Celkově je však možné konstatovat, že se zjištěné údaje ohledně charakteristik invazních druhů významněji neliší od dat publikovaných v Pyšek et al. (1995).

„Ideální typ“ invazní rostliny v transektu ovšem nepopisuje druhy, které zde byly neúspěšnější. V rámci druhů, které v transektu pronikly do největšího množství vegetačních jednotek (*Impatiens parviflora*, *Robinia pseudoaccacia*) nebo se zde vyskytovaly v největším počtu čtverců (*Juncus tenuis*, *Epilobium ciliatum*)

lze jen těžko nalézt nějaké společné charakteristiky. Z pouhého souhrnu dílčích charakteristik invazních druhů nelze vyvozovat obecné závěry o jejich konkrétním rozšíření ani predikovat jejich úspěšnost (Di Castri, 1990), stejně jako je pravděpodobně nemožné nalézt jednotlivé znaky, které by jednoznačně vypovídaly o schopnosti druhu invadovat nová stanoviště (Lodge, 1993a).

4.2.3. Invazní druhy ve vegetaci sídel

4.2.3.1. Invazní druhy ve městech

Stále intenzivnější proces urbanizace městských i venkovských sídlišť značně podporuje pronikání nepůvodních druhů do sídelní vegetace. Od počátku 15. století se v synantropní flóře objevují neofyty a jejich zastoupení ve vegetaci sídel se stále zvyšuje (Kowarik, 1995b). Pojem „urbanizace“ shrnuje řadu faktorů, které souvisejí se vzrůstajícím počtem invazních druhů ve vegetaci sídel. Mezi ně patří existence specifických „urbánních“ nik, často extrémního charakteru, ve kterých jsou invazní druhy úspěšnější než druhy domácí. Dalším faktorem ovlivňujícím distribuci invazních druhů je intenzita antropogenních disturbancí. Mozaiková struktura vegetace sídel sice značně ztěžuje interpretaci antropogenního ovlivnění vegetace, ale na úrovni vyšších vegetačních celků lze ukázat těsnou korelaci zvyšujícího se počtu invazních druhů a stoupající intenzity disturbance (podle Kowarik, 1995b). Charakter „urbánních“ stanovišť a intenzita disturbance jsou bezprostředně provázány s podmínkami ovlivňujícími přísun nepůvodních druhů, jejichž vliv bývá podhodnocován, i když ho někteří autoři důkladně diskutují (Orians, 1986).

V rámci Evropy existují analýzy sídlištních flór, ze kterých lze ukázat těsnou závislost mezi počtem invazních druhů rostlin a velikostí sídla (Sukopp et Werner, 1982; Pyšek, 1989) či závislost mezi počtem druhů a počtem obyvatelstva (Klotz, 1990). Tento jev je obvykle vysvětlován značnou heterogenitou stanovišť, lepším přizpůsobením invazních druhů k antropogenním disturbancím a rolí sídlišť jako „imigračních“ center při zavlékání nepůvodních druhů (Sukopp et Trepl, 1987; Kowarik, 1990, 1995b; Pyšek, 1993). Převaha výskytu invazních rostlin ve vegetaci sídel (Tab. 3; Grafy 1a, 1b) plně potvrzuje významnou roli vegetace bezprostředně ovlivňované člověkem v procesu šíření invazních rostlin do krajiny (Kornaš, 1990, Kowarik, 1995a).

České Budějovice (přes 100 000 obyvatel) sice představuje hospodářské a kulturní středisko jižních Čech, v porovnání s velkými středoevropskými městy však není výraznou aglomerací s množstvím těžkého průmyslu intenzivně ovlivňujícího okolí a s rozsáhlými plochami husté zástavby, ani nehraje roli významného centra transportu a obchodu. Tato skutečnost se projevuje na celkovém počtu invazních druhů vyskytujících se na území, který je v porovnání s ostatními městy srovnatelné velikosti nižší. Městská zástavba Českých Budějovic pokrývá přibližně jednu šestinu plochy zkoumaného transektu a představuje tak většinu území zaujímaného v transektu vegetací sídel. Spíše

„venkovský“ ráz města je důvodem absence větších intenzívně narušovaných ploch, na kterých by se mohly uchycovat specifické invazní druhy a na druhé straně omezené možnosti transportu vlastně ani neposkytují invazním druhu velkou „šanci“ k průniku do zdejší krajiny.

Fakt, že se v tomto prostoru vyskytuje 98 invazních druhů z celkového počtu 102, stejně jako klesající počet invazních druhů s klesající intenzitou antropogenního vlivu (viz Tab. 5), která vlastně představuje hustotu zástavby a antropogenních disturbancí a klesá ve směru od centra města po vrchol Kleti, však nasvědčuje tomu, že městská vegetace hraje v transektu roli „imigračního“ centra pro invazní druhy. Pokles zastoupení invazních druhů ve vegetaci na gradientu ze středu města do jeho okolí rovněž uvádí Kowarik (1995b). Na tomto gradientu se mění i abiotické faktory prostředí (McDonnell et Pickett, 1990; Pyšek, 1992), vliv těchto změn však zřejmě není v případě Českých Budějovic natolik výrazný jako vzhledem k výše uvedenému charakteru města.

4.2.3.2. Invazní druhy ve vesnicích

Ve vegetaci vesnických sídlišť jsou v porovnání s městskou vegetací obecně více zastoupeny archeofyty a apofyty (sensu Holub et Jirásek, 1967) oproti neofytům. Tento poměr se stále zvyšuje s růstem „venkovského“ charakteru sídliště, při kterém ubývá stanovišť vhodných pro neofyty (Pyšek, 1989). Rovněž se snižuje dostupnost takového sídla z hlediska transportu propagulí invazních druhů (Linkola, 1916 sec. Kowarik 1995b). Sledovaný transekt zahrnuje škálu větších i menších venkovských sídlišť, od vesnic „městského“ charakteru (např. Holubov) až po ryze venkovské obce (např. Kroclov). Počet invazních druhů je nejvyšší v obcích, které jsou nejbližší k městu a zároveň leží v nejnižší nadmořské výšce (část Šindlových Dvůrů - 50, Litvínovice - 45), nejnižší počet druhů byl nalezen v menší části obce Mříč (16) a v Kroclově (18). Vesnická sídla tvoří ve sledovaném úseku krajiny důležitý strukturní prvek, přispívají k heterogenitě krajiny a soustřeďují invazní druhy. Se vzdáleností od lidského osídlení (v analýzách proměnná TOWN) počet invazních druhů klesá.

4.2.3.3. Invazní druhy v jednotkách vegetace sídel

Ve vegetaci sídel bylo v prostoru transektu nalezeno nejvíce invazních druhů ve vegetační jednotce parky a zahrady (85, tj. 83.3% z celkového počtu, viz Graf 1a). Tento fakt je dán zejména vysokým počtem invazních druhů pěstovaných v prostoru sídel v kultuře (79 - 77.5% z celk. počtu) a uvedeným „venkovským“ rázem, kterým lze charakterizovat nejen samotné město České Budějovice, ale i celou krajinu, ve které se studovaná oblast nachází. Vegetace parků a zahrad zaujímá v transektu poměrně velkou plochu a při menším významu spontánního zavlékání nepůvodních druhů s průmyslovým a obchodním transportem hraje stěžejní roli především introdukce nepůvodních rostlin pro estetické a zemědělské účely.

81 druhů (79,4%) se vyskytovalo ve vegetaci lemů komunikací. To koresponduje se specifickou úlohou lemů komunikací jako koridorů při šíření rostlin, podmíněnou mikrostanovištními poměry a dynamikou této vegetace (Schmidt, 1989; Kopecký, 1990).

Narozdíl od předběžného průzkumu území v sezóně 1994 (Mihulka, 1994) bylo ve vegetaci sídel nalezeno nejméně druhů v lemech železničních drah a staveb (26, tj. 25,5%). Oproti roku 1994 došlo k nárůstu počtu invazních druhů nalezených ve vegetaci udržovaných trávníků, zřejmě vlivem způsobu obhospodařování trávníků a rovněž vlivem příznivého klimatu v letních obdobích 1994 a 1995.

4.2.4. Invazní druhy ve vegetaci otevřené krajiny

Pouze menší část invazních druhů je schopna pronikat do polopřirozených, člověkem jen částečně narušených biotopů a jen zlomek celkového množství invazních druhů, které na počátku vstupují do „soutěže“ o nová stanoviště je schopno invadovat do člověkem jen nepatrně ovlivněné vegetace přirozeného charakteru (Rejmánek, 1989; di Castri, 1990; Kornaš, 1990; Kowarik, 1995a a další autoři). Invazní druhy se do volné krajiny šíří zejména prostřednictvím člověkem vytvořených nebo ovlivňovaných krajinných prvků charakteru koridorů nebo i plošek (viz Forman et Godron, 1993).

Ve vegetaci otevřené krajiny bylo zaznamenáno nejvíce invazních druhů ve vegetaci lemů komunikací (26 druhů tj. 41,3% z celkového počtu 63). Významnou roli v pronikání invazních druhů do volné krajiny v prostoru transektu rovněž hrají ruderalizované plochy (24 druhů, tj. 38,1% z celk. počtu) a lemy železničních drah (15 tj. 23,8%). Nezanedbatelný je ovšem i vliv polopřirozených nebo přirozených koridorů (Pyšek et Prach, 1993; de Waal et al., 1994) - podél břehů vodních toků a ploch se vyskytovalo 18 invazních druhů (28,6%).

Nejméně invazních druhů bylo nalezeno v relativně rozsáhlých, homogenních porostech přirozené původní vegetace. V původních jehličnatých lesech nebyl nalezen žádný invazní druh, ve vlhkých loukách byl zaznamenán 1 invazní druh a v původních listnatých lesích a ve vegetaci skal a sutí bylo nalezeno po 2 invazních druzích. Hovořit o „původnosti lesních či jakýchkoliv jiných porostů“ lze ovšem v kontextu střední Evropy vzhledem ke stupni ovlivnění krajiny člověkem jen velice obtížně (Ložek, 1973), termínem „původní“ jsou tedy spíše označovány lesy respektive jiné typy vegetace „původního“, „přirozeného“ rázu.

4.3. Ordinační metody

Data zpracovaná uvedenými ordinačními metodami představují poměrně velkou a různorodou matici údajů obsahující převážně (87%) nulové hodnoty. Proto není překvapivé, že 1. a 2. kanonická osa vysvětlují ve všech provedených ordinačních metodách jen malou část variability dat. Z tohoto důvodu, stejně jako důvodu většího množství vysvětlujících proměnných, které jsou vzájemně

korelovány, je obtížné interpretovat získané výsledky a hledat v nich závislosti popisující výskyt invazních druhů v krajině. Přesto je však možné určité závislosti vysledovat.

4.3.1. Gradientová analýza DCA

Graf 2a ukazuje korelaci většího počtu druhů s proměnnými počet jednotek vegetace sídel (VHS) a počet invazních druhů ve čtverci (N). Jde většinou o druhy pěstované v kultuře, ze které občas zplaňují. Vyskytují se takřka výhradně v silně antropogenně ovlivněné vegetaci sídel a nejeví tendenci k pronikání do otevřené krajiny. Tuto tendenci lze proložit 1. ordinační osou, přičemž se zvyšuje zleva doprava. Uvedené druhy jsou pochopitelně korelovány rovněž s vegetačními jednotkami PZ a KL. S jednotkami RD a rd jsou korelovány druhy rostoucí převážně na ruderalizovaných místech a zároveň poměrně úspěšně pronikající do volné krajiny (*Reynoutria japonica*, *Solidago canadensis*). Je možno říci, že s vegetačními jednotkami jsou ve většině případů korelovány druhy, které s nimi svým výskytem či autekologií souvisejí. S 2. ordinační osou těsněji korelují druhy, které jsou úspěšně rozšířené ve vegetaci sídel i otevřené krajiny. Ve směru 2. ordinační osy roste u jednotlivých druhů směrem k pozici druhu *Impatiens parviflora* (*impparvi*) tendence osidlovat břehy vod, v opačném směru roste tendence pronikat do udržovaných trávníků.

Z Grafu 2b je patrná pouze pozitivní korelace výskytu řady invazních druhů s proměnnými VHS a N a jeho negativní korelace se zbylými proměnnými (ALT, ANTROP, RAIL, RIV, ROAD, TOWN a VOL), které vesměs udávají směr poklesu fragmentace krajiny spolu s intenzitou antropogenního vlivu a s kterými je tedy korelována „odolnost“ krajiny vůči pronikání invazních druhů.

4.3.2. Gradientová analýza CCA

Výsledky CCA u obou souborů dat jsou obdobou výsledkům DCA. V Grafu 3a lze 1.ordinační osou proložit tendenci k pronikání do vegetace otevřené krajiny, která vzrůstá zleva doprava. S 2. ordinační osou jsou těsněji korelovány druhy, které úspěšně pronikají do více vegetačních jednotek a směrem zdola nahoru roste jejich tendence k výskytu ve větší vzdálenosti od silniční sítě. S proměnnou VHS jsou korelovány druhy, které rostou v silně fragmentované a antropogenně ovlivněné vegetaci sídel. Jak ukazuje jejich vztah k proměnným ROAD a RAIL, vyskytují se v blízkosti silniční a železniční sítě. Proměnné RAIL a ROAD jsou vzájemně těsně korelované, v blízkosti silnic a železnic se zřejmě vyskytuje stejná skupina druhů s obdobnými ekologickými charakteristikami. S těmito proměnnými je negativně korelovaná proměnná RIV, což je pravděpodobně způsobeno strukturou krajiny, ve které řeka protéká relativně nenarušenými oblastmi, ve větší vzdálenosti od silnic a železnice. Mezi druhy se svou pozicí výrazně liší *Impatiens glandulifera* (*impgland*), což ukazuje na její odlišné chování v krajině (převažující výskyt ve vegetaci lemů vodních ploch).

V Grafu 3b lze opět 1. ordinační osou zleva doprava proložit tendenci k pronikání druhů do volné krajiny. S 2. ordinační osou je těsněji korelována proměnná RIV, ve směru této ordinační osy zdola nahoru roste tendence k výskytu v blízkosti říční sítě. Proměnné RAIL, RIV a ROAD vykazují podobné vzájemné uspořádání jako v případě úplného souboru dat (Graf 3a). S proměnou VHS je korelována řada druhů, které jsou svým výskytem vázány na fragmentovanou vegetaci v blízkosti člověka. Svoji pozicí se opět v rámci jednotlivých znázorněných druhů vymyká *Impatiens glandulifera* (impgland) a dále *Juncus tenuis* (junctenu), jehož výskyt je těsně korelován se zvětšující se vzdáleností od lidských sídel.

Pokud jde o výsledky postupu stepwise selection, více robustnější se ukazuje (stejně jako v případě variability vysvětlené jednotlivými ordinačními osami) souhrnný datový soubor (Tab. 4). Z této tabulky je rovněž patrné, že se významnost jednotlivých proměnných v analýzách obou souborů dosti liší. To je pravděpodobně způsobeno tím, že se v případě souhrnného souboru dat stírá rozčlenění krajiny na jednotlivé biotopy. V tom případě je výskyt invazních druhů vysvětlován spíše faktory souvisejícími s intenzitou antropogenního tlaku (VHS, ANTROP a TOWN), zatímco u úplného souboru dat je tento jejich výskyt vysvětlován spíše faktory souvisejícími se strukturou krajiny (ALT, ROAD).

4.3.3. Shrnutí ordinačních metod

Výsledky obou analýz CCA i DCA ukazují na těsnou korelaci většího počtu druhů se stoupajícím počtem jednotek vegetace sídel, představujícím určité měřítko fragmentovanosti sledované vegetace, což je v souladu s výsledky např. Kowarik (1995b). V tomto případě jde jednak o druhy často pěstované v kultuře a z ní řídké zplaňující, jednak o invazní druhy ve vegetaci sídel značně rozšířené (*Coryza canadensis*, *Galinsoga* spp., *Solidago canadensis*). Proměnné ROAD, RAIL, RIV a TOWN v podstatě znázorňují vzdálenost mapovaného čtverce od potenciálních center šíření invazních druhů, které jsou v krajině představovány právě silniční, železniční a říční sítí ve funkci koridorů a městskou zástavbou ve funkci plošek rozrušujících strukturu krajiny (Forman et Godron, 1993). Společně s proměnnými ANTROP, ALT a VOL představují souhrn vlastností zvyšujících „odolnost“ krajiny vůči invazím. S těmito proměnnými je korelován výskyt jen několika invazních druhů, vesměs těch, které jsou schopny úspěšně pronikat do polopřirozené až přirozené vegetace a zde se šířit.

4.4. Regresní analýza

V rámci regresní analýzy souhrnného souboru dat (Tab. 5) byla zjištěna významná lineární závislost mezi počtem invazních druhů a počtem jednotek vegetace sídel a méně významná exponenciální závislost mezi počtem invazních druhů a počtem jednotek vegetace otevřené krajiny. To ukazuje na to, že invazní druhy snadněji pronikají do fragmentované vegetace, pravděpodobně vzhledem k větším možnostem šíření diaspor či větší pravděpodobnosti uchycení na

vhodném místě (Kopecký, 1990; Kowarik, 1995a). Jako další významný faktor ovlivňující počet invazních druhů byla určena nadmořská výška. Počet invazních druhů s rostoucí nadmořskou výškou lineárně klesá. Jak dokládají i výsledky provedeného experimentu, vliv abiotických faktorů, v tomto případě představované nadmořskou výškou limituje výskyt invazních druhů v krajině. U jednotlivých modelů popisujících vliv proměnných na výskyt vybraných druhů se tyto proměnné vyskytují v různých kombinacích, které závisí na autekologii druhu. Často lze z navržených modelů poměrně dobře odvodit chování druhů v krajině (např. *Coryza canadensis*, *Impatiens spp.*, *Sedum spurium*).

Ohodnocení důležitosti jednotlivých vysvětlujících proměnných prostřednictvím regresní analýzy spojené se stepwise selection ukazuje obdobné výsledky jako ekvivalentní postup provedený v rámci použití ordinačních metod, zejména pokud jde o vztah mezi distribucí invazních druhů a počtem jednotek vegetace sídel (VHS). Existující rozdíly je možné vysvětlit odlišnostmi mezi matematickými postupy užívanými v jednotlivých analýzách, nikoliv ekologicky.

4.5. Experiment

Distribuce invazních rostlin v krajině ovlivňuje soubor různorodých faktorů. Patří mezi ně na jedné straně soubor „přírodních“ abiotických faktorů oblasti a na druhé straně vlastnosti utvářející antropogenní strukturu krajiny. Otázka vlivu jednotlivých parametrů prostředí na distribuci invazních rostlin je diskutována v literatuře (Sukopp et Werner, 1983; Sukopp et Kowarik, 1986; Sudnik-Wójcikowska, 1988). Není však zcela jasné, jakou měrou se na distribuci invazních rostlin podílejí klimatické faktory a jakou roli hraje zmíněná člověkem vytvořená struktura krajiny. V rámci této studie bylo experimentálně ověřováno, do jaké míry ovlivňuje výskyt sedmi vybraných invazních druhů klima reprezentované nadmořskou výškou a jak mnoho se na prezenci či absenci těchto druhů v krajině podílí pouhá přítomnost diaspor.

Zjištěné klíčivosti v různých typech biotopů a různých nadmořských výškách u jednotlivých druhů lze v podstatě vysvětlit jejich autekologií. *Acer negundo* a *Ailanthus altissima*, které tvoří v urbánní vegetaci „ostrovní“ porosty expanzivního charakteru (Sádlo, 1994), mají obdobné ekologické nároky. V rámci střední Evropy je jejich v současnosti omezen především na oblasti „tepelných ostrovů“ větších měst s teplým a stabilnějším klimatem (Kowarik et Böcker, 1984; Pan et Bassuk, 1986; Kunick, 1990), objevují se však sporadické výskyty i mimo ně, které mohou nasvědčovat vzrůstajícímu trendu šíření těchto druhů. V provedeném experimentu byla klíčivost u *Acer negundo* vyšší, ale oba druhy podobně reagovaly na nadmořskou výšku i typ stanoviště.

Bidens frondosa, druh vyskytující se podél břehů vodních nádrží a navigací řek (Hejný et Lhotská, 1964), na experimentálních plochách klíčil málo v každém typu biotopu, stejně jako v souběžně probíhajících experimentech v různě starých sukcesních stadiích na rašelinách (Bastl, 1996) a zřejmě není schopen růstu a přežívání ve vyšších nadmořských výškách.

O distribuci druhu *Heracleum mantegazzianum*, kterému je v poslední době věnována velká pozornost, pojednává řada prací (např. Wyse Jackson, 1989; Pyšek, 1991, 1994a; Kolbek et al., 1994; Tiley et Philip, 1994; Pyšek et Pyšek, 1995). Z uvedených studií vyplývá, že tento druh upřednostňuje vlhká místa na hlubokých půdách, často v pobřežní vegetaci vodních toků, je schopen se však šířit i na místa odlišného charakteru. Má velký invazní potenciál, experimentální testy klíčivosti jeho semen však mnohdy ukazují slabou klíčivost a při výsevech do vegetace se uchycuje jen malé množství semenáčků (Prach, ústní sdělení). Při experimentu v rámci této studie vykazoval tento druh mizivou klíčivost ve všech nadmořských výškách.

Druh *Impatiens glandulifera* roste na vlhkých a živinami bohatých místech, často na břehu vodních toků. Pravděpodobně nevytváří persistující semennou banku a její lodyhy jsou citlivé vůči mrazu (Perrins et al. 1990, 1993; Pyšek et Prach, 1995). *Impatiens glandulifera* byla v prostoru transektu velmi signifikantně ovlivněna nadmořskou výškou i typem biotopu, její klíčivost se snižovala se snižující se vlhkostí biotopu. Očekává se, že výskyt tohoto i jiných druhů citlivě reagujících na teplotu se bude měnit vlivem globálních klimatických změn (Beerling, 1994).

Klíčivost druhu *Physocarpus opulifolius* nebyla signifikantně ovlivněna nadmořskou výškou a naopak byla vysoce signifikantně ovlivněna typem biotopu. Tento druh nečekaně dosahoval nejvyššího procenta vyklíčených semen na plochách v suchých biotopech. Druh *Robinia pseudoacacia* byl signifikantně ovlivněn nadmořskou výškou i typem biotopu. Úspěšně klíčil na sušších biotopech a jeho klíčivost se snižovala s nadmořskou výškou.

Na základě dosažených výsledků lze konstatovat, že distribuce invazních druhů v krajině je převážně ovlivněna charakterem jejich ekologických nároků (Kruger et al. 1989; Lodge, 1993b; Pyšek et al., 1995), v případě studovaného transektu jde ve velké většině o druhy pocházející z oblastí s teplejším klimatem, což limituje jejich rozšíření. Svou roli ovšem hraje i dostupnost zdrojů diaspor invazních druhů (zjevně např. u druhu *Physocarpus opulifolius*) ovšem vyklíčení semen není jediným momentem, který by rozhodoval o osudu druhu, který se „pokouší být invazním“ mimo svůj stávající areál. Invaze je kromě výbavy výhodných vlastností rovněž záležitostí vhodné příležitosti a načasování (Crawley, 1989), které s dosažitelností zdrojů diaspor úzce souvisejí.

4.6. Poznámky k rozšíření některých druhů v transektu

Z úsporných důvodů je zde ve stručnosti charakterizováno rozšíření jen menší části invazních druhů, jejichž výskyt připadal autorovi z různých hledisek zajímavý (dále viz Tab. 3).

• *Acer negundo* - Druh se vyskytoval ve všech vegetačních jednotkách vegetace sídel. Jeho výskyt byl omezen na město a přilehlá sídla (Nové Homole). Překvapivý byl nález několika mladých jedinců v lemové vegetaci potoka nedaleko obce Koroseky přibližně v polovině transektu.

- *Ailanthus altissima* - Druh se vyskytoval v podstatě jen na jednom místě v průmyslové čtvrti města, kde bylo vysazeno několik stromů obojího pohlaví. V okolí tohoto místa počíná pronikat do ruderalní a lemové vegetace a lze očekávat jeho šíření na další lokality.
- *Galinsoga spp.* - Rozšíření obou druhů (*G. ciliata* a *G. parviflora*) vykazuje obdobný charakter. Druhy jsou poměrně úspěšné ve vegetaci sídel i otevřené krajiny, přičemž *G. parviflora* mírně předstihuje *G. ciliata* jak v počtu obsazených čtverců, tak v počtu invadovaných vegetačních jednotek.
- *Hordeum jubatum* - Druh byl objeven na dvou od sebe dosti vzdálených místech. Na lokalitě v zahrádkářské kolonii na okraji města zplaňoval z kultury a nedaleko obce Holubov rostl ve větším množství na skládce u silnice.
- *Chenopodium pumilio* - Druh byl nalezen na 3 lokalitách vesměs na silně narušených trávnicích ve středu města. Populace mají spíše efemérní charakter, na svých místech se však nalézají už druhým rokem. V blízkém okolí Českých Budějovic se nalézají další, poměrně velké populace (okolí železniční stanice Zliv).
- *Impatiens parviflora* - Spolu s *Robinia pseudoacacia* tento druh pronikal do největšího počtu vymezených vegetačních jednotek (16) ve vegetaci sídel a vegetaci otevřené krajiny zároveň. tento druh byl nalezen i přímo na vrcholu Kleti, kde tvořil porosty poblíž komunikací. Zároveň je tento druh jediným spolu s *Digitalis purpurea*, který byl schopen pronikat i do původních listnatých lesů na svazích Kleti. Úspěšné rozšíření tohoto druhu je ovlivněné zejména širokou adaptivní kapacitou jeho demografie, díky které je schopen vhodně přizpůsobit svoji populační dynamiku poměrům na stanovišti (Csontos, 1986).
- *Juncus tenuis* - Tento druh byl nalezen v největším počtu čtverců (257). Vyskytuje se prakticky na všech lesních pěšinách v transektu, rovněž proniká na sešlapávané cesty, trávničky a lemy komunikací ve městě. Jde o případ, kdy druh cizího původu zaujmul volnou niku v oblasti svého nového výskytu (Newsome et Noble, 1986).
- *Lepidium virginicum* - Druh byl nalezen pouze na nákladním nádraží v centru města, kde vytvářel větší porost. Jde o poměrně recentně zavlečený druh (první nález roku 1936 v Pardubicích) a až donedávna se na území České republiky nevyskytoval příliš hojně (Hejný et Jehlík, 1973)
- *Solidago spp.* - Z obou druhů *S. canadensis* v prostoru transektu naprosto převládá - vyskytuje se ve více než destinasobném množství čtverců a jako jediný proniká do vegetace otevřené krajiny. Druh *S. gigantea* je rozšířen pouze v prostoru města Českých Budějovic.
- *Panicum capillare* - Druh byl nalezen na jediné lokalitě na ruderalizovaném okraji málo frekventované komunikace, kde se vyskytuje již nejméně druhým rokem. Diaspory sem byly pravděpodobně zavlečeny s domovním odpadem.
- *Phacelia tanacetifolia* - Druh byl nalezen na jediné lokalitě. Vytvářel porost na ruderalizovaném trávniku na okraji zahrádkářské kolonie na periferii města. Nikde v blízkosti nebyl pěstován v kultuře.

•*Phytolacca esculenta* - Druh byl nalezen celkem ve 14 čtvercích, většinou v městských vilových čtvrtích, kde lze vysledovat jakousi lokální „oblibu“ tohoto druhu v určitých okresech, kde se hojně vyskytuje v kultuře i zplaňující, nejčastěji v odlehlých koutech zahrad.

•*Sorghum halepense* - V prostoru transektu byli nalezeni pouze 2 jedinci na jediné lokalitě (rumiště v historické části města). Tento druh je poměrně náročný na teplotu, zejména v průběhu klíčení semen (Hejný et Jehlík, 1973). Z minulých let ho ze sledovaného území udává Vydrová (1988). Jeho výskyt v prostoru transektu je pravděpodobně vždy jen efemérní.

5. Závěr

Na studovaném území o rozloze 57.6 km² bylo nalezeno celkem 102 invazních druhů. Tento soubor druhů zahrnuje rostliny vyskytující se v regionu po různé dlouhou dobu, mající různé ekologické nároky odpovídající jejich různému charakteru rozšíření. Pomocí statistické analýzy byla hodnocena důležitost vlivu jednotlivých testovaných faktorů prostředí na distribuci invazních rostlin v transektu. Ukazuje se, že tato distribuce je ovlivňována komplexem všech těchto faktorů a pravděpodobně ještě dalšími faktory, které nebyly v rámci této studie sledovány (např. pedologickými či hydrologickými poměry území). V případě distribucí konkrétních invazních druhů mohou hrát roli různé faktory v různém pořadí důležitosti. Významnou se často jevila korelace výskytu řady invazních druhů a počtu vymezených jednotek vegetace sídel, která naznačuje růst počtu invazních druhů s rozmanitostí a fragmentovaností vegetace sídel. Výsledky dále ukazují, že počet invazních druhů stoupá s rostoucí intenzitou antropogenního vlivu na krajinu a klesá s rostoucí nadmořskou výškou. Významnost vztahu mezi invazními rostlinami a vnějšími podmínkami, kterým musí čelit, rovněž ukazují výsledky uspořádaného manipulativního experimentu, v jehož průběhu byly získány závislosti mezi klíčivostí sedmi vybraných invazních druhů a vlivem klimatu ve 3 různých nadmořských výškách. Lze usuzovat na to, že distribuce invazních druhů v krajině je ve velké míře ovlivněna jejich ekologickými nároky, svou roli však hraje i dostupnost zdrojů diaspor těchto druhů v krajině.

Ve studovaném výseku krajiny na jihu Čech nepředstavují invazní druhy rostlin závažný environmentalistický nebo ekonomický problém, srovnatelný s invazemi v jiných oblastech (Macdonald et al., 1986; Brock, 1994; Gritten, 1995). Určitá část z nich je rozšířena v řadě typů vegetace i v odlehlých částech krajiny, dosud nepříliš poznamenaných činností člověka. V blízké budoucnosti může dojít k výrazným změnám v rozšíření invazních druhů, například vlivem globálních změn klimatu (Beerling, 1994) nebo příchodem nových druhů. Ohledně globálního vývoje tempa biologických invazí existují různé názory. Na jedné straně se předpokládá neustálé zvyšování tohoto tempa v důsledku dalšího rozvoje lidských aktivit (Lodge, 1993a), na straně druhé se očekává postupné snižování přílivu dalších invazních druhů, vzhledem k tomu, že druhy s největším invazním potenciálem již dostaly šanci (Kornaš, 1990). Zároveň není znám dlouhodobý osud invazních druhů v oblastech jejich druhotného výskytu. Další vývoj v invazní problematice tedy zůstává otázkou.

6. Literatura

Abbott, R.J. 1992. Plant Invasions, Interspecific Hybridization and the Evolution of New Plant Taxa. *Trends in Ecology and Evolution* 7:401-405.

Anonymous. 1995. S-PLUS Guide to Statistical and Mathematical Analysis, Version 3.3. StatSci, a division of MathSoft, Inc. Seattle.

Baker, H.G. 1965. Characteristics and modes of origin of weeds. In: H.G. Baker and C.L. Stebbins (eds.), *The Genetics of Colonizing Species*, pp. 147-169. Academic Press. New York.

Bastl, M. 1996. Odolnost sukcesních stadií vytěženého rašeliniště k invazím.- Ms.[Mag. Dipl. Pr. depon. in: Knihovna Biologické fakulty JU. České Budějovice].

Beerling, D.J. 1994. Predicting the Response of the Introduced Species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* to Global Climatic Change. In: L.C. de Waal, L.E. Child, P.M. Wade and J.H. Brock (eds.), *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, pp. 135-139. John Wiley and Sons. Chichester.

Belsher, T., Meinesz, A. 1995. Deep-water dispersal of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean. *Aquatic Botany* 51: 163-169.

Bennett, K.D. 1987. The rate of spread and population increase of forest trees during the postglacial. In: H. Kornberg and M.H. Williamson (eds.), *Quantitative Aspects of the Ecology of Biological Invasions*. Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Series B 341: 523-531.

Binggeli, P. 1994. The misuse of terminology and anthropometric concepts in the description of introduced species. *Bull. Brit. Ecol. Soc.* 25(1): 10-13.

ter Braak, C.J.F. 1990. CANOCO - a FORTRAN program for CANONical Community Ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis, version 3.10. 127 pp. Microcomputer Power. Ithaca.

ter Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. 1996. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. In: C.J.F. ter Braak (ed.), *Unimodal models to relate species to environment*, pp. 153-187. DLO-Agricultural Mathematics Group. Wageningen.

Brock, J.H. 1994. *Tamarix spp.* (Salt Cedar), an Invasive Exotic Woody Plant in Arid and Semi-arid Riparian Habitats of Western USA.. In: L.C. de Waal, L.E. Child, P.M. Wade and J.H. Brock (eds.), *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, pp. 27-44. John Wiley and Sons. Chichester.

Brown, J.H. 1989. Patterns, Modes and Extents of Invasions by Vertebrates. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp.85-109. John Wiley and Sons. Chichester.

di Castri, F. 1989. History of Biological Invasions with Special Emphasis on the Old World. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 1-30. John Wiley and Sons. Chichester.

di Castri, F. 1990. On invading species and invaded ecosystems: the interplay of historical chance and biological necessity. In: F. di Castri, A. J. Hansen and M. Debussche (eds.), *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 3-16, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

- di Castri, F., Hansen, A. J., Debussche, M., (eds.).** 1990. Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin. 463 pp. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Crawley, M.J.** 1986. The population biology of invaders. *Philosophical Transactions of Royal Society London - Series B* 314: 711-731.
- Crawley, M.J.** 1989. Chance and Timing in Biological Invasions. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 407-423. John Wiley and Sons. Chichester.
- Coope, G.R.** 1987. The invasion and colonization of the North Atlantic islands: a palaeological solution to a biogeographic problem. In: H. Kornberg and M.H. Williamson (eds.), *Quantitative Aspects of the Ecology of Biological Invasions*. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Series B* 341: 619-635.
- Cox, C.B., Moore, P.D.** 1993. *Biogeography: An Ecological and Evolutionary Approach*. 326 pp. Blackwell. London.
- Cronk, Q.C.B., Fuller, J.L.** 1995. 241 pp. Chapman and Hall. London.
- Csontos, P.** 1986. Dispersal and establishment of *Impatiens parviflora*, an introduced plant, in hardwood forest. *Abstracta Botanica* 10: 341-348.
- Davis, M.B.** 1987. Invasion of forest communities during the Holocene: beech and hemlock in the Great Lakes region. In: A.J. Gray, M.J. Crawley and P.J. Edwards (eds.), *Colonization, Succession and Stability*, pp. 373-393. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Dostál, J.** 1958. Klíč k úplné květeně. Nakladatelství ČSAV. Praha.f
- Dostál, J.** 1989. Nová květena ČSSR 1, 2. 1548 str. Academia. Praha.
- Drake, J.A., Mooney, H.A., di Castri, F., Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M., Williamson, M. (eds.).** 1989. *Biological Invasions: A Global Perspective*. 525 pp. John Wiley and Sons. Chichester.
- Elton, C.S.** 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. 181 pp. Methuen. London.
- Ferreira, M.T. and Moreira I.S.** 1995. The invasive component of a river flora under the influence of Mediterranean agricultural systems. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 161-180. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Forman, R.T.T., Godron, M.** 1993. *Krajinná ekologie*. 491 str. Academia. Praha.
- Fox, M.D., Fox, B.J.** 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. In: R.H. Groves and J.J. Burdon (eds.), *Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective*, pp. 57-66. Australian Academy of Sciences. Canberra.
- Frank, D., Klotz, S.** 1990. Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. *Wiss. Beitr. Martin Luther Univ. Halle-Wittenberg* 32: 1-167.
- Gritten, R.H.** 1995 *Rhododendron ponticum* and some other invasive plants in the Snowdonia National Park. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 213-219. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Groves, R.H.** 1991. The biogeography of mediterranean plant invasions. In: R.H. Groves and F. di Castri (eds.), *Biogeography of Mediterranean Invasions*, pp. 427-438. Cambridge University Press. Cambridge.

Groves, R.H., Burdon, J.J. (eds.). Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective, 166 pp. Australian Academy of Sciences. Canberra.

Groves, R.H., di Castri, F. (eds.) 1991. Biogeography of Mediterranean Invasions. 485 pp. Cambridge University Press. Cambridge.

Guillerm, J.L., Le Floch, E., Maillet, J., Boulet, C. 1990. The invading weeds within the western Mediterranean Basin. In: F. di Castri, A. J. Hansen and M. Debussche (eds.), Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin. pp. 61-84, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Hejný, S., Lhotská, M. 1964. Zu der Art der Ausbreitung von *Bidens frondosa* L. in die Teichgebiete der Tschechoslowakei. Preslia 36: 416-421.

Hejný, S., Jehlík, V. 1973. Karanténní plevele Československa. Studie ČSAV 1973/8. 156 str. Academia. Praha.

Hejný, S., Slavík, B. (ed.) 1988. Květena České socialistické republiky 1. 557 str.; 1990. Květena České republiky 2. 540 str.; 1992. Květena České republiky 3. 542 str. Academia. Praha.

Hengeveld, R. 1987. Theories on biological invasions. In: I.A.W. Joenje, K. Bakker and L. Vlijm (eds.), The Ecology of Biological Invasions, pp. 45-49. Proceedings of the Royal Dutch Academy of Sciences, Series C(1).

Hengeveld, R. 1989. Dynamics of Biological Invasions. 160 pp. Chapman and Hall. London.

Herben, T. 1995. Interspecific interactions and persistence of an invasive moss, *Orthodontium lineare*, in invaded communities of indigenous cryptogams. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), Plant Invasions: General Aspects and Special Problems, pp.187-192. SPB Academic Publishing. Amsterdam.

Heywood, V.H. 1987. The changing role of the botanical garden. In: Bramwell et al. (eds.), Botanic Gardens and the World Conservation Strategy, pp. 3-18. Academic Press. London.

Heywood, V.H. 1989. Patterns, Extents and Modes of Invasions by Terrestrial Plants. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), Biological Invasions: A Global Perspective, pp. 31-60. John Wiley and Sons. Chichester.

Hobbs, R.J. 1989. The Nature and Effects of Disturbance Relative to Invasions. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), Biological Invasions: A Global Perspective, pp. 389-405 John Wiley and Sons. Chichester.

Hobbs, R.J., Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. Conservation Biology 6: 324-337.

Holub, J., Jirásek, V. 1967. Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 2: 69-113.

Joenje, I.A.W., Bakker, K., Vlijm, L. 1987. The Ecology of Biological Invasions. 80 pp. Proceedings of the Royal Dutch Academy of Sciences, Series C(1).

Johnstone, I.M. 1986. Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. Biological Reviews 61: 369-394.

Klimeš, L. 1989. Příspěvek k rudérálním společenstvům Novosibirska (SSSR) a k obecným problémům syntaxonomie rudérální vegetace. Preslia 59: 15-24.

Klotz, S. 1990. Species/area and species/inhabitants relations in European cities. In: H. Sukopp and S. Hejný (eds.), I. Kowarik (co-ed.), Urban ecology: Plants and plant communities in urban environments, pp. 99-103. SPB Academic Publishing. The Hague.

Kolbek, J., Lecjaksová, S., Härtel, H. 1994. The integration of *Heracleum mantegazzianum* into the vegetation: an example from Central Bohemia. *Biologia* 49: 41-51.

Kopecký, K. 1990. Rozšiřování rostlin podél silnic a cest. *Vesmír* 69: 16-25.

Kopecký, K., Hejný, S. 1992. Ruderální společenstva bylin České republiky. *Studie ČSAV* 1992/1. 128 str. Academia. Praha.

Kornaš, J. 1990 Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. In: F. di Castri, A. J. Hansen and M. Debussche (eds.), Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin. pp. 19-36, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Kornberg, H., Williamson, M.H. (eds.). 1987. Quantitative Aspects of the Ecology of Biological Invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London, Series B* 341: 501-746.

Kowarik, I. 1990. Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In: H. Sukopp and S. Hejný (eds.), I. Kowarik (co-ed.), Urban ecology: Plants and plant communities in urban environments, pp. 45-74. SPB Academic Publishing. The Hague.

Kowarik, I. 1995a. Time lags in biological invasions with regards to the success and failure of alien species. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), Plant Invasions: General Aspects and Special Problems, pp. 15-38. SPB Academic Publishing. Amsterdam.

Kowarik, I. 1995b. On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), Plant Invasions: General Aspects and Special Problems, pp. 85-103. SPB Academic Publishing. Amsterdam.

Kowarik, I., Böcker, R. 1984. Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes (*Ailanthus altissima* [Mill.] Swingle) in Mitteleuropa. *Tuexenia* 4: 9-29.

Kruger, F.J., Breytenbach, G.J., Macdonald, I.A.W., Richardson, D.M. 1989. The characteristics of invaded mediterranean-climate regions. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), Biological Invasions: A Global Perspective, pp. 181-213. John Wiley and Sons. Chichester.

Kučera, S. 1975. Historický rukopis z Českokrumlovska a jeho význam pro regionální fytogeografii. *Acta sci. nat. Mus. Bohem. merid.* 15:109-118.

Kunick, W. 1990. Spontaneous woody vegetation in cities. In: H. Sukopp and S. Hejný (eds.), I. Kowarik (co-ed.), Urban ecology: Plants and plant communities in urban environments, pp. 167-174. SPB Academic Publishing. The Hague.

Lepart, J., Debussche, M. 1991. Invasion processes as related to succession and disturbance. In: R.H. Groves and F. di Castri (eds.), Biogeography of Mediterranean Invasions, pp. 159-177. Cambridge University Press. Cambridge.

Lodge, D.M. 1993a. Biological Invasions: Lessons for Ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133-137.

Lodge, D.M. 1993b. Species invasions and deletions - community effects and responses to climate and habitat change. In: P.M. Kareiva, J.G. Kingsolver, R.B. Huey (eds.), Biotic Interactions and Global Change, pp. 367-387. Sinauer Publ.

Loope, L.L., Mueller-Dombois, D. 1989. Characteristics of Invaded Islands, with Special Reference to Hawaii. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M.

- Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 257-280. John Wiley and Sons. Chichester.
- Ložek, V.** 1973. *Příroda ve čtvrtohorách*. 372 str. Academia. Praha.
- Macdonald, I.A.W., Kruger, F.J., Ferrar, A.A. (eds.)**. 1986. *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa*. 304 pp. Oxford University Press. Cape Town.
- McDonell, M.J., Pickett, S.T.A.** 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232-1237.
- McCullagh, P., Nelder, J.A.** 1989. *Generalized linear models* (2nd edition). Chapman and Hall. London.
- Mihulka, S.** 1994. *Invazní rostliny v dílčím úseku jihočeské krajiny*. 14 str. [Bak. Dipl. Pr. depon. in: Knihovna Biologické fakulty. České Budějovice].
- Mikyška, R. et al.** 1969. Geobotanická mapa ČSSR 1:200 000. České země, list M-33-XXVII České Budějovice. Academia, NČSAV. Praha.
- Mooney, H.A., Drake, J.A. (eds.)**. 1986. *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. 321 pp. Springer-Verlag. New York.
- Mooney, H.A., Drake, J.A.** 1989. *Biological Invasions: A SCOPE Program Overview*. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 491-506. John Wiley and Sons. Chichester.
- Moravec, J. et al.** 1994. *Fytocenologie (nauka o vegetaci)*. 403 str. Academia Praha.
- Moravec, J. et al.** 1995. *Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení* (2. přepracované a doplněné vydání). Severočeskou přírodou, příloha 1995: 3-206.
- Newsome, A.E., Noble I.R.** 1986. Ecological and physiological characters of invading species. In: R.H. Groves and J.J. Burdon (eds.), *Ecology of Biological Invasions: An Australian Perspective*, pp. 1-20. Australian Academy of Sciences. Canberra.
- Noble, I.R.** 1989. Attributes of Invaders and the Invading Process: Terrestrial and Vascular Plants. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 301-313. John Wiley and Sons. Chichester.
- Opravil, E.** 1994. Synantropní vegetace ze středověku a z počátku novověku města Olomouce. In: V. Jehlík, J. Osbornová (ed.), *Zprávy České botanické společnosti* 29: materiály 11, 15-36.
- Orians, G.H.** 1986. Site characteristic favoring invasions. In: H.A. Mooney and J.A. Drake (eds.), *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. pp. 133-148. Springer-Verlag. New York.
- Page, C.N.** 1976. The taxonomy and phytogeography of bracken - a review. *Botanical Journal of the Linnean Society* 73: 1-34.
- Pan, E., Bassuk, N.**, 1986. Establishment and distribution of *Ailanthus altissima* in the urban environment. *Journal of Environmental Horticulture* 4: 1-4.
- Perrins, J., Fitter, A., Williamson, M.** 1990. What makes *Impatiens glandulifera* invasive? In: J. Palmer (ed.), *The biology and control of invasive plants*, pp. 8-33. Cardiff.
- Perrins, J., Fitter, A., Williamson, M.** 1993. Population biology and rates of invasion of three introduced *Impatiens* species in the British Isles. *Journal of Biogeography* 20: 33-44.

- Petráčková, V., Kraus, J. et al.** 1995. Akademický slovník cizích slov. 834 pp. Academia. Praha.
- Podpěra, J.** 1906. Vývoj a zeměpisné rozšíření květeny v zemích českých ve srovnání s poměry evropskými. 275 str. Družstvo knihtiskárny v Hranicích. Moravská Ostrava.
- Prach, K.** 1994. Monitorování změn vegetace. Metody a principy. 69 str. Český ústav ochrany přírody. Praha.
- Prach, K., Wade, P.M.** 1992. Population characteristic of expansive perennial herbs. *Preslia* 64: 45-51.
- Preston, C.D.** 1986. An additional criterion for assessing native status. *Watsonia* 16: 83.
- Pyšek, P.** 1989. Archeofyty a neofyty v ruderální flóře některých sídlišť v Čechách. *Preslia* 61: 209-226.
- Pyšek, P.** 1991. *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: the dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 26: 439-454.
- Pyšek, P.** 1992. Settlement outskirts - may they be considered as ecotones? *Ekológia* 11: 273-286.
- Pyšek, P.** 1993. Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. *Vegetatio* 106: 89-100.
- Pyšek, P.** 1994a. Ecological Aspects of Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic. In: L.C. de Waal, L.E. Child, P.M. Wade and J.H. Brock (eds.), *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, pp. 45-54. John Wiley and Sons. Chichester.
- Pyšek, P.** 1994b. Současné metody, možnosti a omezení výzkumu flóry a vegetace sídlišť: review. In: V. Jehlík, J. Osbornová (ed.), *Zprávy České botanické společnosti* 29: materiály 10, 15-32.
- Pyšek, P.** 1995a. On the terminology used in plant invasion studies. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 71-81. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Pyšek, P.** 1995b. Recent trends in studies on plant invasions (1974-1993). In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 223-236. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Pyšek, P.** 1996. Biologické invaze. I. Historické a geografické souvislosti. *Živa* 54: 4-7.
- Pyšek, P., Prach, K.** 1993. Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* 20: 413-420.
- Pyšek, P., Prach, K.** 1995. Historický přehled lokalit *Impatiens glandulifera* na území České republiky a poznámky k dynamice její invaze. *Zprávy České Botanické Společnosti* 29(1994): 11-31.
- Pyšek, P., Prach, K., Šmilauer, P.** 1995. Relating invasion success to plant traits: an analysis of the czech alien flora. In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 39-60. SPB Academic Publishing. Amsterdam.
- Pyšek, P., Pyšek A.** 1995. Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6: 711-718.
- Pyšek, P., Prach, K., Herben, T.** 1996. Ekologické invaze - grant GAČR 0393, interní report. manuscript.

Rejmánek, M. 1989. Invasibility of plant communities. In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 369-388. John Wiley and Sons. Chichester.

Rejmánek, M. 1994. Species Richness and Resistance to Invasions. In: G.H. Orians, R. Dirzo and J.H. Cushman (eds.), *Diversity and Processes in Tropical Forest Ecosystems*. Springer-Verlag. Berlin.

Rejmánek, M. 1995. What makes a species invasive? In: P. Pyšek, K. Prach, M. Rejmánek and M. Wade (eds.), *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 3-13. SPB Academic Publishing. Amsterdam.

Rothmaler, W. 1994. *Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Kritischer Band*. 811 pp. Gustav Fischer Verlag Jena. Stuttgart.

Roy, J. 1990. In search of the characteristics of plant invaders. In: F. di Castri, A. J. Hansen and M. Debussche (eds.), *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 335-352, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Sádlo, J. 1994. K fenomenologii dřevinné vegetace sídel. In: V. sJehlík, J. Osbornová (ed.), *Zprávy České botanické společnosti 29: materiály 10*, 33-39.

Schmidt, W. 1989. Plant dispersal by motor cars. *Vegetatio* 80: 147-152.

Silvertown, J., Lines, C.E.M., Dale, M.P. 1994. Spatial competition between grasses - rates of mutual invasion between four species and the interaction with grazing. *Journal of Ecology* 82: 31-38.

Simberloff, D. 1989. Which Insect Introductions Succeed and Which Fail? In: J.A. Drake, H.A. Mooney, F. di Castri, R.H. Groves, F.J. Kruger, M. Rejmánek and M. Williamson (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp.61-75. John Wiley and Sons. Chichester.

Slavík, B (ed.) 1995. *Květena České republiky 4*. 529 str. Academia. Praha.

Sloan Wilson, D. and Turelli, M. 1986. Stable underdominance and the evolutionary invasion to empty niches. *American Naturalist* 127: 835-850.

Smejkal, M. 1965. K poznání československých druhů rodu *Oxalis*. *Preslia* 37: 202-204.

Sudnik-Wójcikowska, B. 1988. Flora synanthropization and anthropopressure zones in a large urban agglomeration (exemplified by Warsaw). *Flora* 180: 259-265.

Sukopp, H., Kowarik, I. 1986. Berücksichtigung von Neophyten in Roten Listen gefährdeter Arten. *Schr. - Reihe Vegetationsk.* 18: 105-113.

Sukopp, H., Werner, P. 1982. *Nature in Cities. A Report and Review of Studies and Experiments Concerning Ecology, Wildlife and Nature Conservation in Urban and Suburban Areas*. 94 pp. Council of Europe Nature and Environment Series 28. Strasbourg.

Sukopp, H., Werner, P. 1983. Urban environments and vegetation. In: W. Holzner, M.J.A. Werger, I. Kusima (eds.), *Man's impact on vegetation*. pp. 247-260. Dr. W. Junk Publ. The Hague.

Sukopp, H., Trepl, L. 1987. Extinction and naturalization of plant species as related to ecosystem structure and function. *Ecological Studies* 61: 245-276.

Sykora, K.V. 1990. History of the impact of man on the distribution of plant species. In: F. di Castri, A. J. Hansen and M. Debussche (eds.), *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 37-50, Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.

Šmilauer, P. 1992. *CANODRAW users guide ver. 3.0*. 118 pp. Microcomputer Power. Ithaca.

Tiley, G.E.D., Philip, B. 1994. *Heracleum mantegazzianum* (Giant hogweed) and its Control in Scotland. In: L.C. de Waal, L.E. Child, P.M. Wade and J.H. Brock (eds.), Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, pp. 101-109. John Wiley and Sons. Chichester.

Van Hulst, R. 1987. Invasion models of vegetation dynamics. *Vegetatio* 69: 123-131.

Vitousek, P.M. 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands. In E.O. Wilson (ed.), Biodiversity, pp 181-192. National Academy Press. Washington.

Vydrová, A. 1988. Významné nálezy ruderálních rostlin v Českých Budějovicích. *Acta sci. nat. Mus. Bohem. merid.* 28: 83-90.

de Waal, L.C., Child, L.E., Wade, P.M., Brock, J.H. 1994. Ecology and Management of Invasive Riverside Plants, 217 pp. John Wiley and Sons. Chichester.

Webb, D.A. 1985. What are criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231-236.

Weeda, E.J. 1987. Invasions of vascular plants and mosses into the Netherlands. In: I.A.W. Joenje, K. Bakker and L. Vlijm (eds.), The Ecology of Biological Invasions, pp. 19-29. Proceedings of the Royal Dutch Academy of Sciences, Series C(1).

White, D.J., Haber, E., Keddy, C. 1993. Invasive Plants of Natural Habitats in Canada. An Integrated Review of Wetland and Upland Species and Legislation Governing their Control. 121 pp. Ottawa.

Whitmore, T.C. 1991. Invasive woody plants in perhumid tropical climates. In: P. S. Ramakrishnan (ed.), Ecology of Biological Invasion in the Tropics, pp. 35-40. International Scientific Publications. New Delhi.

Wyse Jackson, M. 1989. Observations on the irish distribution of a plant with serious health implications: Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum* Sommier and Levier). *Bulletin of the Irish Biogeographical Society* 12: 94-112.

Záloha, J. 1975. Divoce rostoucí dřeviny na panství Český Krumlov v 1. polovině 19. století. *Acta sci. nat. Mus. Bohem. merid.* 15:95-107.

Základní mapa ČSSR 1:10 000. 1989. Listy: 32-21-20, 32-21-25, 32-22-07, 32-22-08, 32-22-11, 32-22-12, 32-22-13, 32-22-16, 32-22-17, 32-22-21. Český úřad geodetický a kartografický. České Budějovice.

7. Popis grafických příloh

Tabulka 1. Přehled invazních druhů rostlin nalezených ve studovaném transektu (název rostliny - latinský název společně s autorem používaného popisu; zkratka - několikapísmenná zkratka latinského názvu užívaná v gradientových analýzách; čeleď - taxonomická příslušnost k čeledi; původ - oblast původního výskytu [Af - Afrika, Am - Amerika, As - Asie, Aust - Austrálie, E - Evropa; s, j, z, v - světové strany, c - centrální, tr - tropická]).

Tabulka 2. Přehled vybraných ekologických charakteristik nalezených druhů (opyl. - typ opylení [h - hmyzem, v - větrem, s - autogamie]; disp. - typ disperze semen [v - větrem, z - živočichy, h - vodou, m - smíšeným způsobem, s - vlastními mechanismy]; šíř. - typ šíření rostlin [s - semeny, v - vegetativně]; str. - typ životní strategie sensu Grime; for. - typ životní formy sensu Raunkiaer). Vlastnosti druhů označených hvězdičkou (*) byly odvozeny z vlastních pozorování.

Tabulka 3. Přehled výskytu nalezených druhů ve vymezených vegetačních jednotkách (x - druh se zde vyskytuje; vegetace sídel [RD - ruderály, LK - lemy komunikací, PZ - parky a zahrady, KL - kultury, LV - lemy vodních ploch, ZD - lemy železnic, TR - trávníky]; vegetace otevřené krajiny [rd - ruderály, lk - lemy komunikací, kl - kultury, lv - lemy vodních ploch, zd - lemy železnic, sg - segetály, vl - vlhké louky, ml - mezické louky, mk - mokřiny, ss - skály a sutě, jlp - jehličnaté lesy přirozené, jld - jehličnaté lesy druhotné, llp - listnaté lesy přirozené, lld - listnaté lesy druhotné, lp - lesní pláště, lc - lesní cesty]).

Tabulka 4. Znázornění důležitosti jednotlivých vysvětlujících proměnných vyhodnocené pomocí postupu stepwise selection u úplného a souhrnného souboru dat v rámci CCA (proměnná - vysvětlující proměnné, v tabulce odshora dolů řazené podle zjištěné důležitosti [ALT - nadmořská výška, ANTROP - intenzita antropogenního vlivu, RAIL - vzdálenost od železnice, RIV - vzdálenost od říčního systému, ROAD - vzdálenost od silnice, TOWN - vzdálenost od lidského sídla, VHS - počet jednotek ve vegetaci sídel, VOL - počet jednotek ve vegetaci krajiny]; objasňuje variability - procentuální vyjádření variability dat objasněné uvedenou proměnnou, signifikance - průkaznost vlivu proměnné).

Tabulka 5. Znázornění výsledků regresní analýzy a následného užití postupu stepwise selection u souhrnného souboru dat a vybraných druhů (vysvětlující proměnné [ALT - nadmořská výška, ANTROP - intenzita antropogenního vlivu, RAIL - vzdálenost od železnice, RIV - vzdálenost od říčního systému, ROAD - vzdálenost od silnice, TOWN - vzdálenost od lidského sídla, VHS - počet jednotek ve vegetaci sídel, VOL - počet jednotek ve vegetaci krajiny]; trend výskytu subjektu v souvislosti s vysvětlující proměnnou [lin+..lineární růst, lin-..lineární pokles, exp+..exponenciální růst, log+..logistický růst, log-..logistický pokles, u max..unimodální průběh s lokálním maximem, u min..unimodální průběh s lokálním minimem, 0..proměnná nebyla vybrána do navrženého modelu];

objasňuje variability - procentuální vyjádření variability dat objasněné navrženým modelem; navržený model - pořadí vybraných proměnných odpovídá jejich důležitosti v modelu, druhá mocnina představuje polynomiální člen 2. stupně).

Tabulka 6. Přehled invazních druhů rostlin použitých v experimentu s počty vysévaných semen na jednu plochu.

Tabulka 7. Průkaznost vlivu vysvětlujících proměnných v regresní analýze celého souboru experimentálně získaných dat o klíčivosti sedmi vybraných invazních druhů rostlin.

Tabulka 8. Průkaznost vlivu vysvětlujících proměnných v regresní analýze klíčivosti sedmi vybraných invazních druhů rostlin.

Graf 1a. Počet druhů v jednotlivých typech vegetace sídel (RD - ruderály, LK - lemy komunikací, PZ - parky a zahrady, KL - kultury, LV - lemy vodních ploch, ZD - lemy železnic, TR - trávníky).

Graf 1b. Počet druhů v jednotlivých typech vegetace otevřené krajiny (rd - ruderály, lk - lemy komunikací, kl - kultury, lv - lemy vodních ploch, zd - lemy železnic, sg - segetály, vl - vlhké louky, ml - mezické louky, mk - mokřiny, ss - skály a sutě, jlp - jehličnaté lesy přirozené, jld - jehličnaté lesy druhotné, llp - listnaté lesy přirozené, lld - listnaté lesy druhotné, lp - lesní pláště, lc - lesní cesty).

Graf 2a. Znázornění výsledků DCA pro úplný soubor dat (vysvětlující proměnné: ALT - nadmořská výška, ANTROP - intenzita antropogenního vlivu, RAIL - vzdálenost od železnice, RIV - vzdálenost od říčního systému, ROAD - vzdálenost od silnice, TOWN - vzdálenost od lidského sídla, VHS - počet jednotek ve vegetaci sídel, VOL - počet jednotek ve vegetaci krajiny; zkratky vegetačních jednotek viz Tab. 3; zkratky názvů druhů viz Tab. 1).

Graf 2b. Znázornění výsledků DCA pro souhrnný soubor dat (vysvětlující proměnné: ALT - nadmořská výška, ANTROP - intenzita antropogenního vlivu, RAIL - vzdálenost od železnice, RIV - vzdálenost od říčního systému, ROAD - vzdálenost od silnice, TOWN - vzdálenost od lidského sídla, VHS - počet jednotek ve vegetaci sídel, VOL - počet jednotek ve vegetaci krajiny; zkratky názvů druhů viz Tab. 1).

Graf 3a. Znázornění výsledků CCA pro úplný soubor dat (vysvětlující proměnné: ALT - nadmořská výška, ANTROP - intenzita antropogenního vlivu, RAIL - vzdálenost od železnice, RIV - vzdálenost od říčního systému, ROAD - vzdálenost od silnice, TOWN - vzdálenost od lidského sídla, VHS - počet jednotek ve vegetaci sídel, VOL - počet jednotek ve vegetaci krajiny; zkratky názvů druhů viz Tab. 1).

Graf 3b. Znázornění výsledků CCA pro souhrnný soubor dat (vysvětlující proměnné: ALT - nadmořská výška, ANTROP - intenzita antropogenního vlivu, RAIL - vzdálenost od železnice, RIV - vzdálenost od říčního systému, ROAD - vzdálenost od silnice, TOWN - vzdálenost od lidského sídla, VHS - počet

jednotek ve vegetaci sídel, VOL - počet jednotek ve vegetaci krajiny; zkratky názvů druhů viz Tab. 1).

Graf 4a. Zobrazení mediánů procentuálních klíčivostí semen vysévaných druhů v jednotlivých typech biotopů v nadmořské výšce 400 m (druhy: acer - *Acer negundo*, aila - *Ailanthus altissima*, bide - *Bidens frondosa*, hera - *Heracleum mantegazzianum*, impa - *Impatiens glandulifera*, phys - *Physocarpus opulifolius*, robi - *Robinia pseudoacacia*; typy biotopů: MW - břehy tekoucích vod, UW - břehy stojatých vod, WL - ruderalizovaná místa, DS - sušší, výslunná místa).

Graf 4b. Zobrazení mediánů procentuálních klíčivostí semen vysévaných druhů v jednotlivých typech biotopů v nadmořské výšce 700 m (druhy: acer - *Acer negundo*, aila - *Ailanthus altissima*, bide - *Bidens frondosa*, hera - *Heracleum mantegazzianum*, impa - *Impatiens glandulifera*, phys - *Physocarpus opulifolius*, robi - *Robinia pseudoacacia*; typy biotopů: MW - břehy tekoucích vod, UW - břehy stojatých vod, WL - ruderalizovaná místa, DS - sušší, výslunná místa).

Graf 4c. Zobrazení mediánů procentuálních klíčivostí semen vysévaných druhů v jednotlivých typech biotopů v nadmořské výšce 1000 m (druhy: acer - *Acer negundo*, aila - *Ailanthus altissima*, bide - *Bidens frondosa*, hera - *Heracleum mantegazzianum*, impa - *Impatiens glandulifera*, phys - *Physocarpus opulifolius*, robi - *Robinia pseudoacacia*; typy biotopů: MW - břehy tekoucích vod, UW - břehy stojatých vod, WL - ruderalizovaná místa, DS - sušší, výslunná místa).

Družicový snímek okolí Českých Budějovic v měřítku 1:100 000 byl získán laskavostí pracovníků ÚKE v Českých Budějovicích, kde slouží jako studijní materiál v projektu CORINE. Tento spektrozónální snímek byl v květnu 1989 pořízen snímacím zařízením KFA-1000 družice COSMOS PRIRODA v pásmu blízkého IR (0.6-0.9 μm).

Fotografie na předsádce - *Lycopersicum esculentum* v rumištní vegetaci

Fotografie na zadní předsádce - *Sorghum halepense* v zarostlém zbořeništi

Autorem všech použitých fotografií invazních druhů rostlin je S. Mihulka.

Tabulka 1

Název rostliny	zkratka	čeleď	původ
<i>Acer negundo</i> L.	acernegu	Aceraceae	Am-s
<i>Agaloma marginata</i> (PURSH) A. et D. LOVE	agalmarg	Euphorbiaceae	Am-s
<i>Alibianthus affinis</i> (MILL.) SWINGLE	alibait	Simarubaceae	As-v
<i>Allium</i> L. sp.	allisp	Liliaceae	E-j
<i>Amaranthus caudatus</i> L.	amarcaud	Amaranthaceae	Am-j
<i>Amaranthus chlorostachys</i> WILLD.	amarchlo	Amaranthaceae	Am-tr
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	amarartr	Amaranthaceae	Am-s
<i>Amaranthus bioides</i> S. WATSON	amarblit	Amaranthaceae	Am-s
<i>Antirrhinum majus</i> L.	antimaj	Scrophulariaceae	E, Af
<i>Aster</i> L. sp. div.	astesp	Asteraceae	Am-s
<i>Atriplex hortensis</i> L.	atrhort	Chenopodiaceae	As
<i>Bidens frondosa</i> L.	bidefron	Asteraceae	Am-s
<i>Bryonia alba</i> L.	bryoalba	Cucurbitaceae	E-j, As-c
<i>Celastium argenteum</i> L.	celearg	Amaranthaceae	Am-tr
<i>Ceratome</i>	ceratome	Caryophyllaceae	E-j
<i>Chamaemollia surveolens</i> (PURSH) RYDB.	chamsuav	Asteraceae	As-z
<i>Chenopodium pumilio</i> R. BR.	chenpum	Chenopodiaceae	Aust
<i>Consolidia ajacis</i> (L.) SCHUR	consajac	Ranunculaceae	E-j
<i>Conyza canadensis</i> (L.) CRONQUIST	conycana	Asteraceae	Am-s
<i>Cornus alba</i> L.	cornalba	Coriaceae	As-c
<i>Corydalis lutea</i> L. (DC.)	corylute	Fumariaceae	E-j
<i>Cymbalaria muralis</i> G. M. SCH.	cymbaura	Scrophulariaceae	E-j
<i>Digitalis purpurea</i> L.	diglupur	Scrophulariaceae	E-z
<i>Echinacea purpurea</i> (L.) MOENCH	echinpur	Asteraceae	Am-s
<i>Echinocystis lobata</i> (MICHX. fil.) TORR. et GRAY	echlobat	Cucurbitaceae	Am-s
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.	elaegan	Elaeagnaceae	E-j, As
<i>Elscholtzia californica</i> CHAM.	elscalif	Papaveraceae	Am-c
<i>Epilobium ciliatum</i> RAFIN.	epilcili	Onagraceae	Am-s
<i>Fallopia auberii</i> (LOUIS HENRY) HOLUB	fallaube	Polygonaceae	As-v
<i>Forsythia</i> VAHL, sp. div.	forssp	Oleaceae	As-v
<i>Galega officinalis</i> L.	galeoff	Fabaceae	E-j
<i>Galinoga ciliata</i> (RAPIN.) BLAKE	galicili	Asteraceae	Am-c
<i>Galinoga parviflora</i> CAV.	galiparv	Asteraceae	Am-c
<i>Geranium pyrenaicum</i> BURM. fil.	geropyre	Geraniaceae	E-z
<i>Helianthemum</i> L. sp.	helesp	Asteraceae	Am-s
<i>Helianthus annuus</i> L.	hellannu	Asteraceae	Am-s
<i>Helianthus decapetatus</i> L.	hellideca	Asteraceae	Am-s
<i>Helianthus serotinus</i> TAUSCH	hellisero	Asteraceae	Am-s
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	hellitube	Asteraceae	Am-s
<i>Hordeum jubatum</i> L.	hordjuba	Poaceae	Am-s
<i>Impatiens glandulifera</i> ROYLE	impglan	Balsaminaceae	As-j
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	impparvi	Balsaminaceae	As-c
<i>Juncus tenuis</i> WILLD.	junctenu	Juncaceae	Am-s
<i>Kerria japonica</i> (THUNB.) DC.	kerjjapo	Rosaceae	As-v
<i>Koelia scoparia</i> (L.) SCHRADER	koehscop	Chenopodiaceae	E-j, As
<i>Lavandula</i> L. sp.	lavaap	Lamiaceae	E-j
<i>Lepidium virginicum</i> L.	lepvirg	Brassicaceae	Am-s
<i>Lobularia maritima</i> (L.) DESY.	lobumari	Brassicaceae	E-j
<i>Lolium multiflorum</i> LAMK.	lolimult	Poaceae	E-z
<i>Lupinus polyphyllus</i> LINDL.	lupipoly	Fabaceae	Am-s
<i>Lycopersicon esculentum</i> MILL.	lycoescu	Solanaceae	Am-j

Název rostliny	zkratka	čeleď	původ
<i>Mahonia aquifolium</i> (PURSH) NUTT.	mahaquif	Berberidaceae	Am-s
<i>Malva mauritaniana</i> L.	malmauri	Malvaceae	E-j
<i>Minultus guttatus</i> FISCH. ex DC.	minugutt	Scrophulariaceae	Am-s
<i>Nicotiana</i> L. sp. div.	nicosp	Solanaceae	Am-j
<i>Oenothera biennis</i> L. agg.	oenobien	Onagraceae	Am-s
<i>Oenothera parviflora</i> L. agg.	oenopary	Onagraceae	Am-s
<i>Oenothera grandiflora</i> L. agg.	oenogran	Onagraceae	Am-s
<i>Oenothera missouriensis</i> SIMS.	oenomis	Onagraceae	Am-s
<i>Oxalis corniculata</i> L. agg.	oxalcorn	Oxalidaceae	E-j
<i>Oxalis dillenii</i> JACO. agg.	oxaldill	Oxalidaceae	Am-s
<i>Panicum capillare</i> L.	panicap	Poaceae	Am-s
<i>Parthenocissus PLANCHON</i> sp.	parthsp	Vitaceae	Am-s
<i>Petunia</i> JUSS. sp.	petusp	Solanaceae	Am-j
<i>Phacelia unanctifolia</i> BENTHAM.	phactana	Hydrophyllaceae	Am-s
<i>Pharbitis purpurea</i> (ROTH) BOJER	phiarpur	Convolvulaceae	Am-c
<i>Phaseolus coccineus</i> L.	phascoc	Fabaceae	Am-tr
<i>Phlox</i> L. sp. div.	phloxsp	Polemoniaceae	Am-s
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) MAXIM.	physopol	Rosaceae	As-v
<i>Phytolacca esculenta</i> VAN HOUTTE	phytoesc	Phytolaccaceae	As-v
<i>Pinus nigra</i> ARNOLD	pinnigra	Pinaceae	E-j
<i>Pinus strobus</i> L.	pinstrob	Pinaceae	Am-s
<i>Potentilla fruticosa</i> L.	potefrut	Rosaceae	As-c
<i>Potentilla norvegica</i> L.	potenov	Rosaceae	E, As
<i>Pyrethrum parthenium</i> (L.)	pyrepart	Asteraceae	E-j
<i>Quercus rubra</i> L.	querrubr	Fagaceae	Am-s
<i>Reynoutria japonica</i> HOUTT.	reysjapon	Polygonaceae	As-v
<i>Reynoutria sachalinensis</i> (FRIEDR. SCHMIDT) NAKAI	reysacha	Polygonaceae	As-v
<i>Rhus typhina</i> L.	rhuastyph	Anacardiaceae	Am-s
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	robipseud	Fabaceae	Am-s
<i>Rudbeckia hirta</i> L.	rudhirta	Asteraceae	Am-s
<i>Rudbeckia laciniata</i> L.	rudlacin	Asteraceae	Am-s
<i>Sedum spurium</i> M. BIEB.	sedspuri	Crossulaceae	As-z
<i>Sempervivum tectorum</i> L.	semplect	Crossulaceae	E-j
<i>Silybum marianum</i> (L.) GAERTN.	silymari	Asteraceae	E-j
<i>Sinapis alba</i> L.	sinapalb	Brassicaceae	E-j
<i>Solanum tuberosum</i> L.	solatube	Solanaceae	Am-j
<i>Solidago canadensis</i> L.	solcana	Asteraceae	Am-s
<i>Solidago gigantea</i> AIT.	solgiga	Asteraceae	Am-s
<i>Sorghum halepense</i> (L.) PERS.	sorghale	Poaceae	E-j
<i>Stachys byzantina</i> C. KOCH	stachbyz	Lamiaceae	E-j, As-z
<i>Stematis</i> CASS. sp.	stemasp	Asteraceae	Am-s
<i>Symphoricarpos rivularis</i> SUKSD.	symphsp	Caprifoliaceae	Am-s
<i>Syringa vulgaris</i> L.	syrvulg	Oleaceae	E-j
<i>Tagetes</i> L. sp. div.	tagesp	Asteraceae	Am-s
<i>Teledia speciosa</i> (SCHREBER) BAUMG.	telespec	Asteraceae	E-j, As
<i>Tithymalus lathyrus</i> (L.) SCOP.	tithlath	Euphorbiaceae	E-j
<i>Trifolium hybridum</i> L.	trifohyb	Asteraceae	E-z
<i>Tropaeolum majus</i> L.	tropanuj	Tropaeolaceae	Am-j
<i>Veronica persica</i> POIRET	veropers	Scrophulariaceae	As
<i>Vicia sativa</i> L.	viciasat	Fabaceae	E-j
<i>Zea mays</i> L.	zeamays	Poaceae	Am-s

Tabulka 2

Název rostliny	opyl.	disp.	sif.	str.	for.
Acer negundo	hv	v	s	C	p
Agaloma marginata*	h	z	s	R	t
Allianthus altissimus	h	v	s	C	p
Allium sp.	h	v	y	CSR	g
Amaranthus caudatus	hv	vz	s	CR	t
Amaranthus chlorostachyus	hv	vz	s	CR	t
Amaranthus retroflexus	hv	vz	s	CR	t
Amaranthus bitroides	hv	vz	s	CR	t
Andirrhinum majus	h	v	s	CS	c
Aster sp. div.	hs	vz	sv	C	h
Atriplex hortensis	hs	vmh	s	CR	t
Bidens frondosa	hs	z	s	C	g
Bryonia alba	h	z	s	C	g
Cerastium tomentosum	hs	vh	sv	C	c
Celsia argentea*	hv	vz	s	CR	t
Chenopodium murale	hs	vh	sv	C	c
Chenopodium pumilio	v	vh	s	R	t
Chenopodium pumilio	v	vh	s	CR	t
Consolida ajacis	h	m	s	R	t
Coryza canadensis	hs	vz	s	CR	t
Cornus alba	hs	z	s	C	c
Corydalis lutea	h	z	s	CSR	h
Cymbalaria muralis	h	s	sv	CSR	h
Digitalis purpurea	hs	y	s	CR	h
Echinacea purpurea*	hs	vz	sv	C	h
Echinocystis lobata	h	z	s	CR	t
Eleagnus angustifolia	h	z	sv	C	p
Elsholtzia californica*	h	z	s	R	t
Epilobium ciliatum	hs	v	sv	C	h
Fallopia aubertii	h	v	sv	C	p
Forsythia sp. div.*	hv	s	y	C	c
Galega officinalis	h	s	s	C	h
Galinsoga ciliata	hs	vz	s	CR	t
Galinsoga parviflora	hs	vz	s	CR	t
Geranium pyrenaicum	hs	zs	sv	CSR	h
Helianthus sp.*	hs	vz	sv	C	h
Helianthus annuus	hs	vz	s	C	t
Helianthus decapetalus	hs	vzm	sv	C	g
Helianthus serotinus	hs	vzm	sv	C	h
Helianthus tuberosus	hs	vzm	sv	C	g
Hordeum jubatum	v	vz	s	SR	t
Impatiens glandulifera	h	sh	s	C	t
Impatiens parviflora	h	s	s	SR	t
Juncus tenuis	v	z	s	CSR	h
Kerria japonica*	h	zs	sv	C	c
Kochia scoparia	v	vm	s	CR	t
Lavandula sp.*	h	s	s	CS	c
Lepidium virginicum	hs	vm	s	R	t
Lobularia maritima*	hs	vz	s	SR	t
Lolium multiflorum	v	vz	sv	C	h
Lupinus polyphyllus	h	s	s	C	h
Lycopersicon esculentum	hs	shm	s	CR	t

Název rostliny	opyl.	disp.	sif.	str.	for.
Mahonia aquifolium	hs	z	s	CS	c
Malva mauritaniana	hs	vzm	s	C	t
Mimulus guttatus	h	v	sv	CS	h
Nicotiana sp. div.*	h	s	sv	R	t
Oenothera biennis agg.	hs	vs	s	CR	h
Oenothera parviflora agg.	hs	vs	s	CR	h
Oenothera missouriensis	hs	vs	s	CR	h
Oenothera grandiflora agg.	hs	vs	s	CR	h
Oxalis ciliatus agg.	hs	s	sv	R	t
Oxalis filiformis	hs	s	sv	R	t
Panicum capillare	v	vzm	s	CR	t
Parthenocissus sp.	h	zm	s	C	p
Petunia sp.	h	s	s	R	t
Phacelia tanacetifolia	h	m	s	CR	t
Pharbitis purpurea*	h	s	s	CR	t
Phaseolus coccineus*	h	s	s	C	t
Phlox sp. div.*	h	vz	sv	CR	h
Physocarpus opulifolius	hs	vm	s	C	c
Phytolacca esculenta*	h	z	s	C	h
Pinus nigra	v	v	s	C	p
Pinus strobus	v	v	s	C	p
Potentilla fruticosa*	h	vz	y	C	c
Potentilla norvegica	h	vz	s	CSR	t
Pyrethrum parthenium	hs	vz	sv	CSR	h
Quercus rubra	v	zms	s	C	p
Reynoutria japonica	h	vs	sv	C	p
Reynoutria sachalinensis	h	vs	sv	C	p
Rhus typhina	h	vz	s	C	p
Robinia pseudonacia	h	vz	s	C	p
Rudbeckia hirta	hs	vz	sv	C	h
Rudbeckia laciniata	hs	vz	sv	C	h
Sedum spurium	hs	vzsh	sv	S	c
Scamperivium tectorum	hs	vs	sv	S	c
Silybum marianum	hs	vzm	s	CR	t
Sinapis alba	hs	v	s	CR	t
Solanum tuberosum	hs	z	sv	CR	g
Solidago canadensis	hs	vz	sv	C	h
Solidago gigantea	hs	vz	sv	C	h
Sorghum halepense	v	vs	s	C	h
Stachys byzantina*	h	vz	sv	CR	h
Stenactis sp.	hs	vz	s	C	h
Symphoricarpos rivularis*	h	z	s	C	c
Syringa vulgaris	h	s	sv	C	c
Tagetes sp. div.	hs	v	s	R	t
Telesia speciosa	hs	vz	sv	C	h
Tithymalus latifolius*	h	vz	s	CR	t
Trifolium hybridum	h	vz	sv	C	h
Tropaeolum majus*	hv	z	s	R	t
Veronica persica	hs	vzh	sv	CR	t
Vicia sativa	h	s	s	CR	t
Zea mays	v	m	s	CR	t

Tabulka 3

Název rostliny	počet čís.	vegetace střed												vegetace otevřená krajiny												
		RD	LK	PZ	KL	LY	ZD	TR	CELK	rd	lk	pv	iv	zd	sg	vl	ml	mk	ss	jp	jd	lp	ld	lp	lc	celk
Acer negundo	54	x	x	x	x	x	x	x	7	x	x	x	x	x												3
Agaloma marginata	23	x	x	x	x	x	x	3																		
Ailanthus altissima	6	x	x	x	x	x	x	6																		
Allium sp.	11	x	x	x	x	x	x	3																		
Amaranthus caudatus	9	x	x	x	x	x	x	3																		
Amaranthus chlorostachyus	17	x	x	x	x	x	x	6	x																	1
Amaranthus retroflexus	157	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x	x													5
Amaranthus bioides	6	x	x	x	x	x	x	3																		
Andropogon juncea	35	x	x	x	x	x	x	3																		
Aster sp. div.	21	x	x	x	x	x	x	4																		
Atriplex hortensis	23	x	x	x	x	x	x	4	x																	1
Bidens frondosa	15	x	x	x	x	x	x	5																		1
Bryonia alba	7	x	x	x	x	x	x	5																		
Celastium argenteum	3	x	x	x	x	x	x	2																		
Cerastium tomentosum	67	x	x	x	x	x	x	5																		
Chamaemelum suaveolens	235	x	x	x	x	x	x	5	x	x	x	x														6
Chenopodium pumilio	3	x	x	x	x	x	x	3																		
Conyza ajacis	3	x	x	x	x	x	x	5																		
Conyza canadensis	198	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x														6
Cornus alba	36	x	x	x	x	x	x	5																		
Corydalis lutea	7	x	x	x	x	x	x	4																		
Cymbalaria muralis	4	x	x	x	x	x	x	2																		
Digitalis purpurea	26	x	x	x	x	x	x	2																		3
Echinacea purpurea	14	x	x	x	x	x	x	2																		
Echinocystis lobata	23	x	x	x	x	x	x	4																		
Eleagnus angustifolia	4	x	x	x	x	x	x	3																		
Elaeagnus angustifolia	1	x	x	x	x	x	x	3																		
Eupatorium ciliatum	251	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x														8
Fallopia auberdi	2	x	x	x	x	x	x	4																		
Forsythia sp. div.	31	x	x	x	x	x	x	2																		
Galega officinalis	1	x	x	x	x	x	x	2																		
Galinsoga ciliata	140	x	x	x	x	x	x	5	x	x	x	x														4
Galinsoga parviflora	161	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x														5
Geranium pyrenaicum	8	x	x	x	x	x	x	3																		
Helianthus sp.	10	x	x	x	x	x	x	3																		
Helianthus annuus	1	x	x	x	x	x	x	3																		
Helianthus decapetalus	4	x	x	x	x	x	x	5	x																	1
Helianthus serotinus	27	x	x	x	x	x	x	4																		
Helianthus tuberosus	21	x	x	x	x	x	x	6	x																	1
Hordeum jubatum	2	x	x	x	x	x	x	2	x																	1
Impatiens glandulifera	43	x	x	x	x	x	x	5	x	x	x	x														6
Impatiens parviflora	155	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x														10
Juncea tenuis	257	x	x	x	x	x	x	4	x	x	x	x														7
Kerria japonica	10	x	x	x	x	x	x	3																		
Kochia scoparia	22	x	x	x	x	x	x	5																		
Lavandula sp.	1	x	x	x	x	x	x	2																		
Lepidium virginicum	2	x	x	x	x	x	x	1																		
Lobularia maritima	5	x	x	x	x	x	x	3																		
Lolium multiflorum	74	x	x	x	x	x	x	5	x	x	x	x														6
Lupinus polyphyllus	65	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x														9
Lysoperisicon esculentum	17	x	x	x	x	x	x	5																		

Název rostliny	počet čís.	vegetace střed												vegetace otevřená krajiny												
		RD	LK	PZ	KL	LY	ZD	TR	CELK	rd	lk	pv	iv	zd	sg	vl	ml	mk	ss	jp	jd	lp	ld	lp	lc	celk
Mnionia aquifolium	70	x	x	x	x	x	x	5																		
Melva mauritanica	3	x	x	x	x	x	x	3																		
Mimulus guttatus	1	x	x	x	x	x	x	1																		
Nicotiana sp. div.	5	x	x	x	x	x	x	2																		
Oenothera biennis agg.	51	x	x	x	x	x	x	6	x	x	x	x														6
Oenothera parviflora agg.	14	x	x	x	x	x	x	4	x																	1
Oenothera grandiflora agg.	10	x	x	x	x	x	x	3																		
Oenothera missouriensis	1	x	x	x	x	x	x	1																		
Oxalis corniculata agg.	29	x	x	x	x	x	x	4																		
Oxalis dillenii agg.	35	x	x	x	x	x	x	4																		1
Panicum capillare	1	x	x	x	x	x	x	2																		
Pardnociscus sp.	61	x	x	x	x	x	x	7	x																	2
Pectunia sp.	5	x	x	x	x	x	x	4																		
Phacelia tanacetifolia	1	x	x	x	x	x	x	1																		
Plaribifis purpurea	9	x	x	x	x	x	x	2																		
Phaseolus coccineus	4	x	x	x	x	x	x	2																		
Phlox sp. div.	35	x	x	x	x	x	x	3																		
Physocarpus opulifolius	7	x	x	x	x	x	x	3	x	x																2
Phytolacca esculenta	14	x	x	x	x	x	x	4																		
Pinus nigra	7	x	x	x	x	x	x	1																		2
Pinus strobus	4	x	x	x	x	x	x	1																		
Potentilla fruticosa	3	x	x	x	x	x	x	2																		
Potentilla norvegica	8	x	x	x	x	x	x	4																		1
Pyrethrum parthenium	51	x	x	x	x	x	x	4																		
Quercus rubra	14	x	x	x	x	x	x	3	x																	4
Reynoutria japonica	56	x	x	x	x	x	x	7	x	x	x	x														4
Reynoutria sachalinensis	2	x	x	x	x	x	x	4																		
Rhus typhina	80	x	x	x	x	x	x	7																		2
Robinia pseudoacacia	106	x	x	x	x	x	x	7	x	x	x	x														9
Rudbeckia hirta	83	x	x	x	x	x	x	4																		
Rudbeckia laciniata	43	x	x	x	x	x	x	5	x																	2
Sedum spuriatum	33	x	x	x	x	x	x	5	x	x	x	x														3
Sempervivum tectorum	7	x	x	x	x	x	x	2																		
Silybum marianum	5	x	x	x	x	x	x	3																		
Sinapis alba	4	x	x	x	x	x	x	0	x	x																2
Solanum tuberosum	36	x	x	x	x	x	x	5																		1
Solidago canadensis	151	x	x	x	x	x	x	7	x	x	x	x														7
Solidago gigantea	14	x	x	x	x	x	x	7																		
Sorghum halepense	1	x	x	x	x																					

Tabulka 4

úplný soubor dat			souhrnný soubor dat		
proměnná	objasňuje variability	signifikance	proměnná	objasňuje variability	signifikance
ALT	7%	P < 0.05	VHS	28%	P < 0.01
ROAD	5%	P < 0.05	ANTROP	25%	P < 0.01
ANTROP	5%	P < 0.05	TOWN	24%	P < 0.01
RIV	5%	P < 0.05	ROAD	21%	P < 0.01
VOL	4%	P < 0.05	ALT	18%	P < 0.01
VHS	2%	P < 0.05	VOL	13%	P < 0.01
RAIL	2%	P < 0.05	RIV	8%	P < 0.01
TOWN	2%	P < 0.05	RAIL	5%	P < 0.01

Tabulka 5

data	trend výskytu subjektu vzhledem k vysvětlující proměnné							objasněno variability	navržený model
	ALT	VHS	VOL	ANTROP	TOWN	ROAD	RAIL		
souhrnný soubor dat	lin -	lin +	exp +	lin -	0	u min	0	0	VHS+ALT+ROAD ² +VOL ² +ANTROP
data (vybrané invazní druhy)	trend výskytu subjektu vzhledem k vysvětlující proměnné							objasněno variability	navržený model
	ALT	VHS	VOL	ANTROP	TOWN	ROAD	RAIL		
<i>Acer negundo</i>	lin -	lin +	lin -	0	0	lin -	lin +	0	VHS+ALT+RAIL+VOL+ROAD
<i>Anaranthus retroflexus</i>	lin -	lin -	u max	lin -	0	lin -	lin +	u max	VHS ² +ALT+RIV ² +ROAD+VOL ² +ANTROP+RAIL
<i>Chamnomilla suaveolens</i>	lin +	lin +	lin +	log -	lin -	lin -	0	0	TOWN+VHS+ROAD+VOL+ANTROP ² +ALT
<i>Conyza canadensis</i>	lin -	lin +	0	lin -	0	lin -	0	0	VHS+ALT+ROAD+ANTROP
<i>Epilobium ciliatum</i>	0	lin +	lin +	0	0	0	lin -	lin -	VHS+VOL+ROAD+RAIL
<i>Galinsoga ciliata</i>	0	u max	0	u min	0	lin -	lin +	0	VHS+ANTROP+ROAD+RAIL
<i>Galinsoga parviflora</i>	0	log +	0	lin -	0	lin -	0	0	VHS ² +ANTROP+ROAD
<i>Impatiens glandulifera</i>	lin -	lin +	lin +	0	0	lin +	0	u min	RIV ² +ROAD+ALT+VOL+VHS
<i>Impatiens parviflora</i>	u min	lin +	lin +	0	0	lin +	0	u min	VHS ² +VOL ² +RIV ² +ROAD+ALT ²
<i>Juncus tenuis</i>	u max	lin +	lin +	exp +	0	0	lin +	0	VOL+ANTROP ² +ALT ² +RAIL+VHS
<i>Lupinus polyphyllus</i>	lin +	lin +	u min	0	0	0	lin -	0	VHS+VOL ² +ALT+RAIL
<i>Oenothera biennis</i>	lin -	0	lin +	log -	0	lin -	lin -	lin -	ROAD+RIV+RAIL+VOL+ALT+ANTROP ²
<i>Oxalis corniculata</i> agg.	lin -	0	0	lin -	0	0	0	lin -	ANTROP+ALT+RIV
<i>Oxalis dillenii</i> agg.	0	log +	0	0	0	0	0	lin -	VHS ² +RIV
<i>Reynoutria japonica</i>	lin -	log +	0	0	0	lin +	lin -	0	VHS ² +ALT+RAIL+ROAD
<i>Robinia pseudoacacia</i>	u max	lin +	exp +	lin -	0	lin -	0	0	VHS+ROAD+VOL ² +ALT ² +ANTROP
<i>Rudbeckia hirta</i>	lin -	log +	0	0	0	0	0	0	VHS ² +ALT
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0	log +	0	lin +	lin +	lin -	0	0	VHS ² +ANTROP+ROAD+TOWN
<i>Sedum spurium</i>	0	lin +	0	0	lin -	0	0	u min	VHS+RIV ² +TOWN
<i>Solidago canadensis</i>	lin -	lin +	0	0	lin -	lin -	lin -	lin -	VHS+ALT+RAIL+TOWN+ROAD+RIV
<i>Stenactis</i> sp.	lin -	0	0	lin -	0	lin -	0	0	ANTROP+ALT+ROAD
<i>Trifolium hybridum</i>	0	0	lin +	u max	lin -	u min	0	0	TOWN+VOL+ANTROP ² +ROAD ²

Tabulka 6

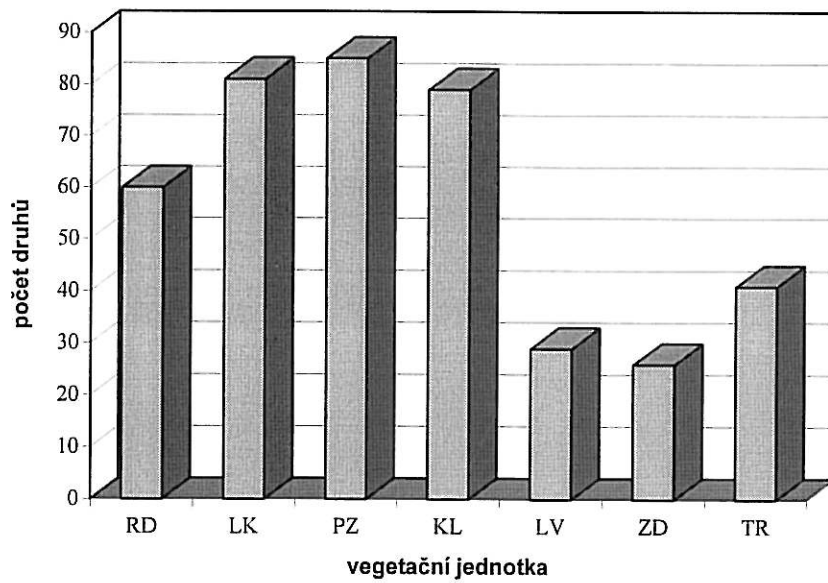
Název rostliny	Počet vyšetých semen na plochu
Acer negundo	200
Ailanthus altissima	150
Bidens frondosa	400
Heracleum mantegazzianum	500
Impatiens glandulifera	100
Physocarpus opulifolius	250
Robinia pseudoacacia	200

Tabulka 7

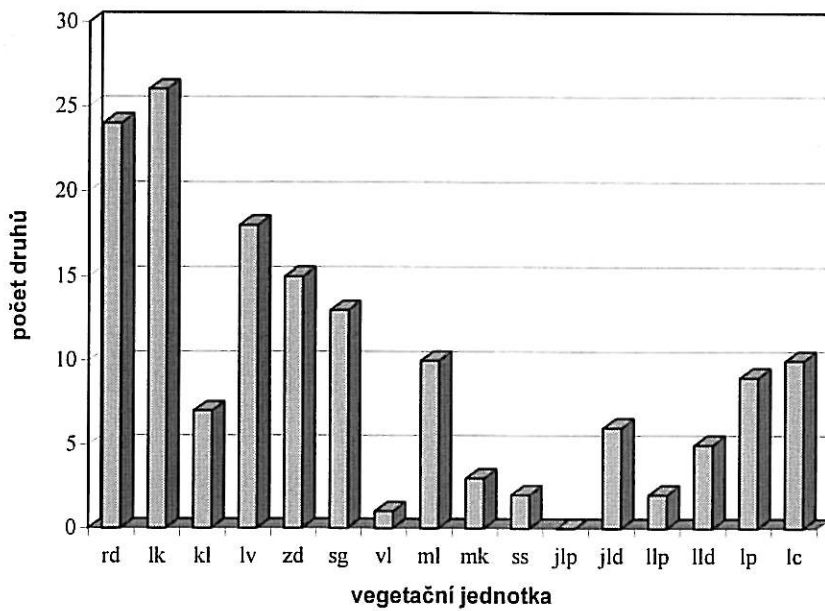
Vysvětlující proměnné	Signifikance závislosti
vliv samotná ALT	P < 0.001
nezávislé vlivy ALT+SPEC+TYPE	P < 0.001
vliv interakce ALT & TYPE	P < 0.05

Tabulka 8

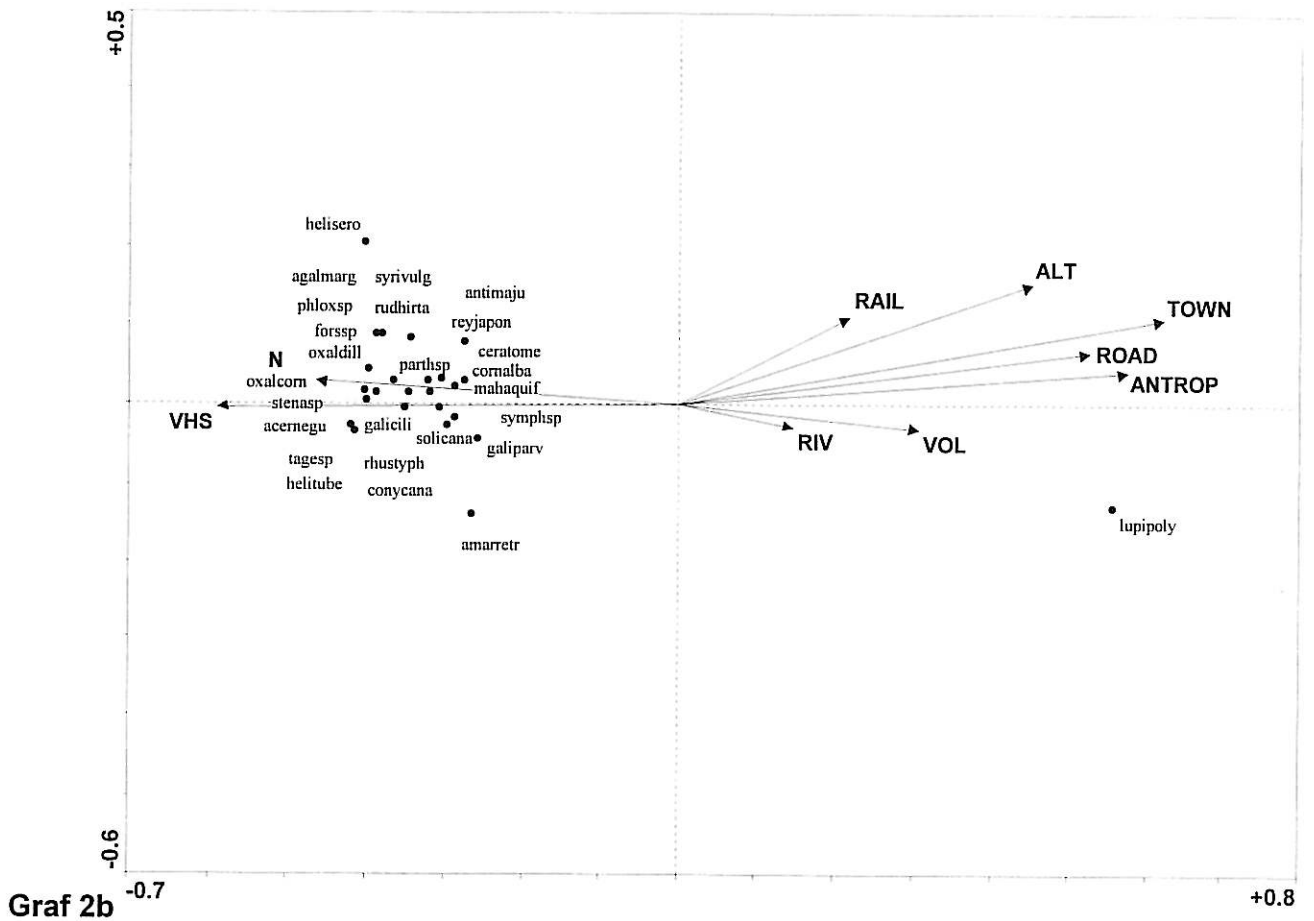
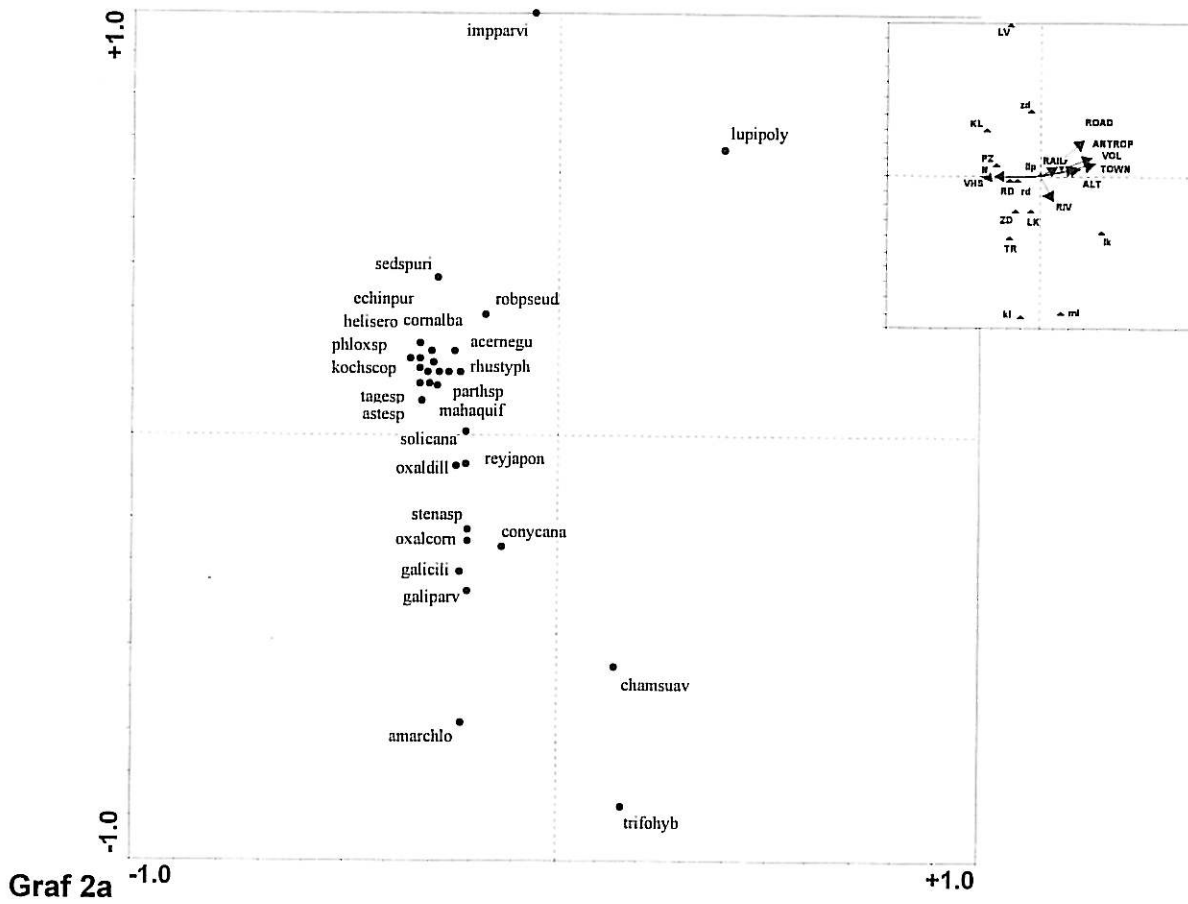
Název rostliny	Signifikance vlivu proměnných		
	ALT	TYPE	ALT & TYPE
Acer negundo	P < 0.001	P < 0.01	nesignif.
Ailanthus altissima	P < 0.001	P < 0.05	nesignif.
Bidens frondosa	P < 0.001	P < 0.05	nesignif.
Heracleum mantegazzianum	P < 0.001	nesignif.	nesignif.
Impatiens glandulifera	P < 0.001	P < 0.001	nesignif.
Physocarpus opulifolius	nesignif.	P < 0.001	nesignif.
Robinia pseudoacacia	P < 0.001	P < 0.01	nesignif.

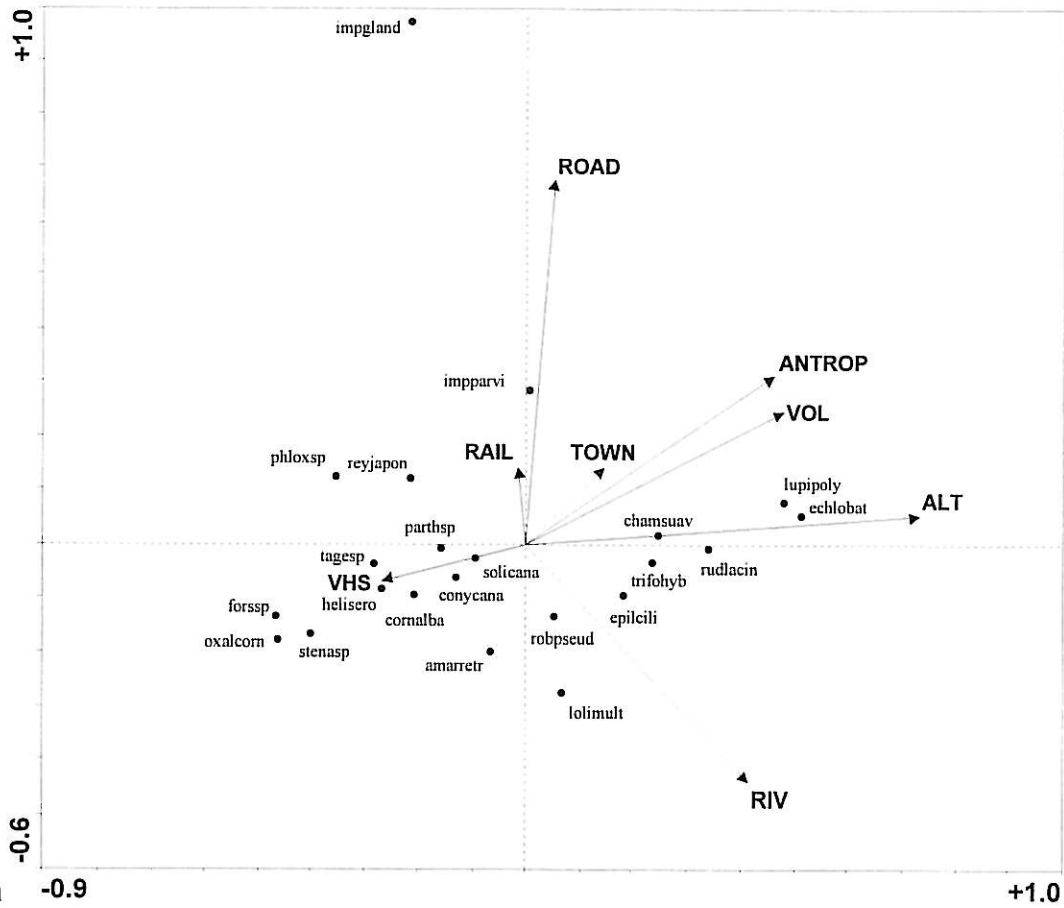


Graf 1a

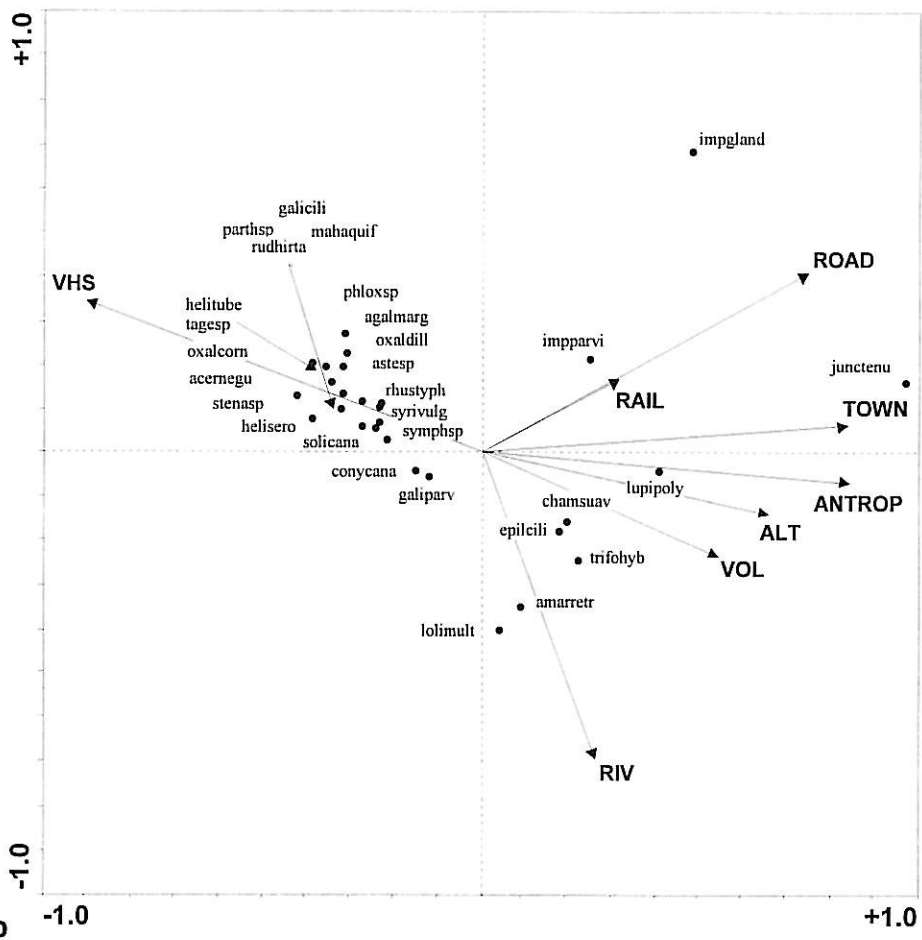


Graf 1b

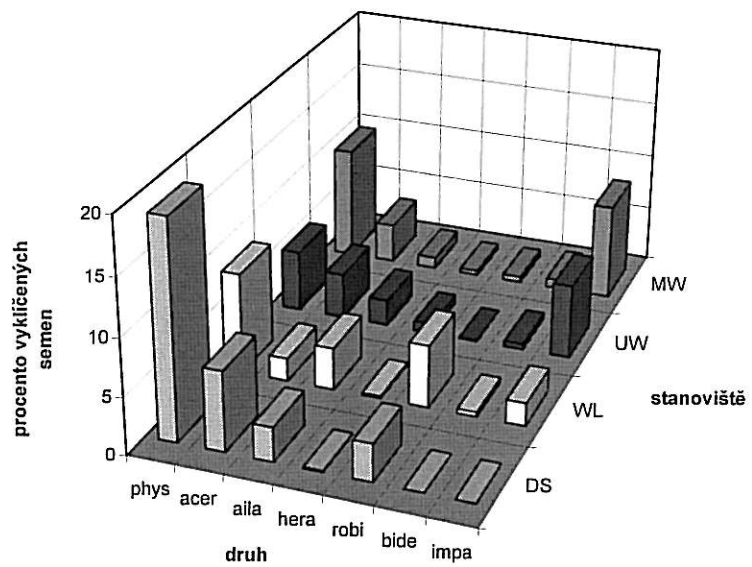




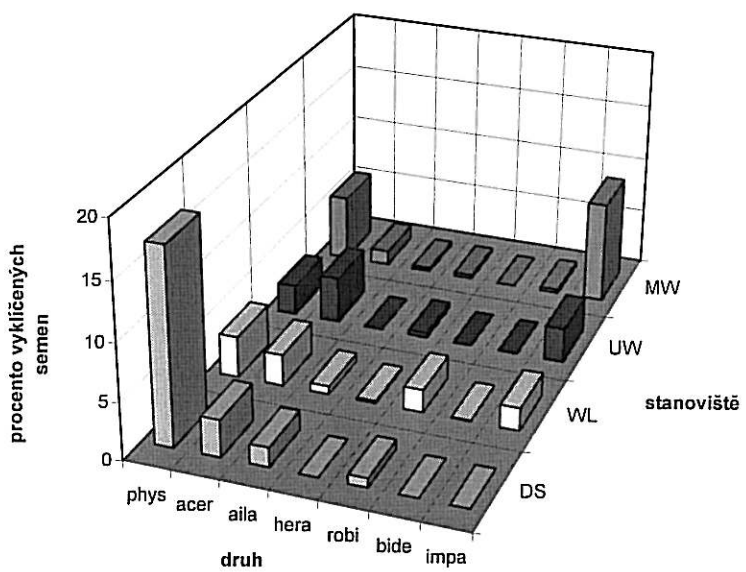
Graf 3a



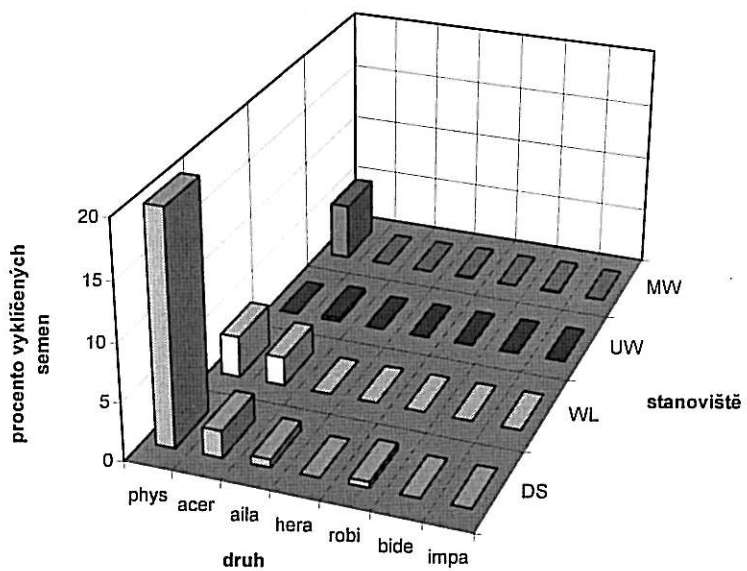
Graf 3b



Graf 4a



Graf 4b



Graf 4c



Rhus typhina v okrasné kultuře. České Budějovice



Juncus tenuis lemující pouliční dlažbu. České Budějovice

