

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA UNIVERZITY KARLOVY

Katedra fyzické geografie a geoekologie

Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků

dizertační práce

autor: **Mgr. Tomáš Matějček**

vedoucí práce: **doc. RNDr. Zdeněk Lipský, CSc.**

Praha 2009

Podpisem stvrzuji, že jsem předloženou práci vypracoval samostatně, pouze s použitím uvedené literatury. Tuto dizertační práci ani její podstatnou část jsem nepředložil k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Poděkování

Chtěl bych velmi poděkovat svému školiteli doc. RNDr. Zdeňku Lipskému, CSc. za cenné rady a vstřícný přístup. Dále děkuji RNDr. Jaroslavu Rydlovi za poskytnutí dat z jeho předchozích výzkumů a RNDr. Silvii Kučerové za pomoc se zpracováním shlukové analýzy dat. Děkuji také všem ostatním, kteří mi během zpracování práce pomohli drobnými radami a připomínkami.

Tato práce vznikla za podpory projektu VaV SM/2/57/05 – Dlouhodobé změny porůčních ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami. Za možnost mého zapojení do tohoto projektu bych rád poděkoval RNDr. Jakubu Langammerovi, Ph.D.

Obsah

Obsah	5
Seznam příloh	6
Seznam ilustrací (obrázků, grafů, map a fotografií)	7
Seznam tabulek	11
1. Úvod	13
2. Shrnutí poznatků o invazních procesech	16
2. 1. Definice základních pojmů	16
2. 2. Úspěšnost invazních druhů při jejich šíření	25
2. 2. 1. Faktory ovlivňující invazibilitu a invadovanost	27
2. 2. 2. Faktory ovlivňující invazivnost	30
2. 3. Vliv invazních druhů na invadované ekosystémy	33
2. 4. Invazní neofyty na území České republiky	37
2. 4. 1. Stručná charakteristika mapovaných druhů	42
3. Údolní nivy jako specifické prostředí	53
4. Metody mapování vegetace	63
5. Výsledky dosavadních mapování invazních neofytů	67
6. Použitá metodika mapování a zpracování dat	75
6. 1. Metodika mapování	75
6. 2. Zpracování dat	77
6. 2. 1. Ukazatele pro jednotlivé segmenty	77
6. 2. 2. Ukazatele pro série segmentů a úseky	79
6. 2. 3. Shluková analýza dat	81
7. Výsledky mapování	83
7. 1. Dílčí případové studie za vybrané vodní toky	84
7. 1. 1. Labe	84
7. 1. 2. Bečva	87
7. 1. 3. Mrlina a další menší toky v Polabí a Pomoraví	89
7. 1. 4. Jizera	90
7. 1. 5. Lužnice	92
7. 1. 6. Sázava	93
7. 2. Typologie mapovaných úseků podle jejich zatížení invazními neofyty	93
7. 3. Vyhodnocení podle jednotlivých sledovaných taxonů	98
7. 4. Vývoj v letech 2006–2008	102
8. Diskuze	106
8. 1. Zhodnocení použitých metod	106
8. 2. Srovnání s výsledky dalších autorů	111
8. 3. Možnosti dalšího výzkumu	114
9. Závěr	117
10. Seznam použité literatury	120
Resumé	129

Seznam příloh

Příloha 1 – Seznam použitých zkratk

Příloha 2 – Seznam latinských názvů rostlin zmiňovaných v textu

Příloha 3 – Mapovací formulář

Příloha 4 – Tabulky

Příloha 5 – Grafy

Příloha 6 – Mapy

Příloha 7 – Fotografie

Seznam ilustrací (obrázků, grafů, map a fotografií)

Seznam ilustrací v textu

Obr. 1: Schématické znázornění hlavních bariér omezujících šíření invazních rostlin.

Obr. 2: Rekonstrukce postupného šíření druhu *Impatiens glandulifera* podél větších řek v České republice.

Obr. 3: Vliv záplav na vegetaci údolních niv.

Obr. 4: Pásma vegetace vymezená na základě výšky hladiny vody při charakteristických průtocích.

Obr. 5: Celkový podíl segmentů s výskytem *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci středního Labe během období 1976–2006.

Obr. 6: Vývoj podílu segmentů s výskytem *Impatiens glandulifera* v jednotlivých úsecích Labe (období 1976–2006).

Obr. 7: Vývoj podílu segmentů obsazených druhem *Impatiens glandulifera* v jednotlivých úsecích Berounky (období 2002–2005).

Obr. 8: Vývoj podílu segmentů obsazených druhem *Echinocystis lobata* v jednotlivých úsecích Berounky (období 2002–2005).

Obr. 9: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích Labe hodnocené pomocí komplexních ukazatelů.

Obr. 10: Zhodnocení celkového zatížení invazními neofyty pro jednotlivé úseky Labe.

Obr. 11: Změna v celkovém počtu jedinců jednotlivých zaznamenávaných taxonů na jeden segment mezi lety 2006 a 2008.

Obr. 12: Změna v podílu obsazených segmentů jednotlivými zaznamenávanými invazními neofyty mezi lety 2006 a 2008.

Obr. 13: Změna v celkovém počtu jedinců všech zaznamenávaných taxonů invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků sledovaných v letech 2006 a 2008.

Seznam ilustrací v Příloze 5

Obr. 14: Podíl segmentů obsazených jednotlivými invazními neofyty v břehové vegetaci Labe a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.

Obr. 15: Průměrný počet jedinců jednotlivých invazních neofytů v obsazeném segmentu v břehové vegetaci Labe a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.

Obr. 16: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Labe (podíl obsazených segmentů).

Obr. 17: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Labe (průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu).

Obr. 18: Podíl segmentů obsazených jednotlivými invazními neofyty v břehové vegetaci Bečvy a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.

- Obr. 19: Průměrný počet jedinců jednotlivých invazních neofytů v obsazeném segmentu v břehové vegetaci Bečvy a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 20: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Bečvy (podíl obsazených segmentů).
- Obr. 21: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Bečvy (průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu).
- Obr. 22: Zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci Výrovky (podíl obsazených segmentů v jednotlivých úsecích).
- Obr. 23: Zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci Výrovky (průměrný počet jedinců v jednom obsazeném segmentu).
- Obr. 24: Podíl segmentů obsazených jednotlivými invazními neofyty v břehové vegetaci Jizery a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 25: Průměrný počet jedinců jednotlivých invazních neofytů v obsazeném segmentu v břehové vegetaci Jizery a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 26: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Jizery (podíl obsazených segmentů).
- Obr. 27: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Jizery (průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu).
- Obr. 28: Podíl segmentů obsazených jednotlivými invazními neofyty v břehové vegetaci Lužnice a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 29: Průměrný počet jedinců jednotlivých invazních neofytů v obsazeném segmentu v břehové vegetaci Lužnice a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 30: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Lužnice (podíl obsazených segmentů).
- Obr. 31: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Lužnice (průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu).
- Obr. 32: Podíl segmentů obsazených jednotlivými invazními neofyty v břehové vegetaci Sázavy a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 33: Průměrný počet jedinců jednotlivých invazních neofytů v obsazeném segmentu v břehové vegetaci Sázavy a srovnání s průměrnou hodnotou pro všechny sledované toky na území ČR.
- Obr. 34: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Sázavy (podíl obsazených segmentů).
- Obr. 35: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích břehové vegetace Sázavy (průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu). Hodnota pro *Impatiens glandulifera* (PJ/osg = 6900) nebyla pro svou nesrovnatelnost s ostatními hodnotami znázorněna.
- Obr. 36: Vztah nadmořské výšky a průměrného počtu taxonů v segmentu.
- Obr. 37: Vztah nadmořské výšky a průměrného celkového počtu jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu.

Obr. 38: Vztah nadmořské výšky a průměrné hodnoty váženého indexu zatížení invazními neofyty.

Obr. 39: Vztah nadmořské výšky a průměrného podílu segmentů bez výskytu invazních neofytů.

Obr. 40 a–q (série 17 grafů): Vztah nadmořské výšky a průměrného podílu obsazených segmentů jednotlivými taxony.

Obr. 41 a–t (série 20 grafů): Vztah nadmořské výšky a průměrného počtu jedinců v obsazeném segmentu pro jednotlivé taxony.

Seznam ilustrací v Příloze 6

Obr. 42: Sledované úseky vodních toků.

Obr. 43: Průměrný počet zaznamenaných taxonů a průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v jednom segmentu.

Obr. 44: Hodnoty prostého indexu (I_p) pro sledované úseky vodních toků.

Obr. 45: Hodnoty váženého indexu (I_v) pro sledované úseky vodních toků.

Obr. 46: Zařazení sledovaných úseků vodních toků do jednotlivých skupin podle navržené typologie.

Obr. 47: Rozšíření *Acer negundo* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 48: Rozšíření *Ailanthus altissima* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 49: Rozšíření *Conyza canadensis* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 50: Rozšíření *Erigeron annuus* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 51: Rozšíření *Galinsoga sp.* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 52: Rozšíření *Helianthus tuberosus* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 53: Rozšíření *Heracleum mantegazzianum* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 54: Rozšíření *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 55: Rozšíření *Impatiens parviflora* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 56: Rozšíření *Lupinus polyphyllus* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 57: Rozšíření *Lycium barbarum* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 58: Rozšíření *Parthenocissus sp.* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 59: Rozšíření *Quercus rubra* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 60: Rozšíření *Reynoutria sp.* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 61: Rozšíření *Robinia pseudacacia* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 62: Rozšíření *Rudbeckia laciniata* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Obr. 63: Rozšíření *Solidago sp.* v břehové vegetaci sledovaných úseků vodních toků.

Seznam ilustrací v Příloze 7

Obr. 64: *Reynoutria sp.* v břehové vegetaci Bečvy u Milotic n. B.

Obr. 65: *Rudbeckia laciniata* v břehové vegetaci Lužnice u Majdaleny.

Obr. 66: *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Otavy nad Pískem.

Obr. 67: *Echinocystis lobata* v břehové vegetaci Labe u Sadské.

Seznam tabulek

Seznam tabulek v textu

Tab. 1: Hodnocení nebezpečnosti invazních neofytů na území České republiky.

Tab. 2: Seznam mapovaných invazních neofytů.

Tab. 3: Podíl segmentů se zastoupením nejčastěji se vyskytujících invazních neofytů v lužních lesích na území lesní správy Valtice.

Tab. 4: Zastoupení *Impatiens glandulifera* na středním Labi v období 1976–2006.

Tab. 5: Vývoj podílu 500 m dlouhých segmentů s přítomností *Impatiens glandulifera* na dolní Berounce v úseku mezi Roztoky a soutokem s Vltavou (63 km).

Tab. 6: Údaje o zastoupení *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci dalších vodních toků v minulosti.

Tab. 7: Vývoj rozšíření *Echinocystis lobata* v břehové vegetaci Labe mezi ř. km 83,0 až 59,0 v letech 2000–2006.

Tab. 8: Koeficienty jednotlivých sledovaných taxonů pro výpočet váženého indexu zatížení invazními neofyty.

Tab. 9: Podíl úseků obsazených jednotlivými taxony (osg) a průměrný počet jedinců v obsazeném úseku (PJ/osg) pro jednotlivé taxony.

Tab. 10: Porovnání výsledků pozemního mapování a mapování z loďky na středním Labi v roce 2006

Tab. 11: Srovnání výsledků mapování výskytu *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Berounky uváděné Rydlem (písemné sdělení) a Boháčkovou (2007).

Tab. 12: Srovnání výsledků mapování výskytu *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Labe mezi Veletovem a Mělníkem uváděné Rydlem (písemné sdělení) s výsledky uváděnými v této práci.

Tab. 13: Srovnání pořadí zastoupení vybraných invazních neofytů mapovaných Vymyslickým (2004) s pořadím uváděným v této práci.

Seznam tabulek v Příloze 4

Tab. 14: Seznam sledovaných úseků, jejich vymezení a stručná charakteristika.

Tab. 15: Vyhodnocení souhrnných ukazatelů pro jednotlivé sledované úseky.

Tab. 16: Podíl segmentů s výskytem jednotlivých taxonů (osg) pro jednotlivé sledované úseky.

Tab. 17: Průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v obsazeném segmentu (PJ/osg) pro jednotlivé sledované úseky.

Tab. 18: Změny v podílu obsazených segmentů mezi lety 2006 až 2008.

Tab. 19: Změny v průměrném počtu jedinců v jednom sledovaném segmentu pro jednotlivé sledované toky za období 2006–2008.

Tab. 20: Změny souhrnných ukazatelů pro jednotlivé sledované vodní toky v období 2006–2008.

1. Úvod

Šíření geograficky nepůvodních resp. invazních druhů v krajině představuje jeden z významných environmentálních problémů současnosti. První pokusy o studium zákonitostí biologických invazí jsou známy z 19. století (A. de Candolla, Ch. Darwin), za zakladatele invazní biologie resp. ekologie bývá považován britský zoolog a ekolog Charles Elton, jehož souhrnná monografie „The Ecology of Invasions by Animals and Plants“¹ se stala milníkem v oboru a je dodnes hojně citována. Dalším stěžejním a rovněž velmi často citovaným dílem je monografie M. H. Williamsona „Biological invasions“ z roku 1996². Prudký rozvoj pak zaznamenává invazní ekologie zejména od 90. let 20. stol.

V současné době představuje invazní ekologie prakticky svébytný obor. Od roku 1999 vychází vědecký časopis *Biological Invasions* a uvedené problematice se pravidelně věnuje řada dalších významných periodik (např. *Biodiversity and Conservation*, *Biological Conservation*, *Diversity and Distributions*, *Ecology*, *Journal of Ecology*, *Journal of Biogeography*, *Journal of Vegetation Science*, *Nature*, *Plant Ecology*, *Progress in Physical Geography*, *Science* aj.). Problematika biologických invazí je dnes studována různými vědními obory, což umožňuje náhled na tuto problematiku z různých úhlů pohledu. Příspěvek fyzické geografie ke studiu tohoto fenoménu spočívá zejména ve zdůraznění jeho prostorových aspektů.

Hlavním cílem této práce je shrnout výsledky terénního mapování výskytu invazních neofytů v břehové vegetaci vybraných vodních toků na území České republiky. Mapování bylo prováděno v letech 2006–2008, a to pomocí vlastní metodiky. Tato metodika byla vytvořena a ověřována v rámci řešení projektu VaV SM/2/57/05 – Dlouhodobé změny poříčních ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami (hlavní řešitel: RNDr. J. Langhammer, Ph.D.), který byl řešen v letech 2005–2008.

Rozšíření invazních neofytů bylo při řešení tohoto projektu navrženo jako jeden z mapovaných parametrů v rámci komplexní Metodiky mapování upravenosti vodních toků a údolních niv (MUTON). Navržená metodika umožňuje monitoring aktuálního rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků, vzájemné srovnání sledovaných úseků a vymezení úseků výjimečných (ať už výjimečně zatížených nebo naopak výjimečně málo zatížených). Ze získaných dat je rovněž možné vytvářet vzájemně srovnatelné časové řady.

¹ Elton, Ch. (1958): *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.

² Williamson, M. (1996): *Biological invasions*. Chapman & Hall, London, 224 s.

Metodiku je možné aplikovat také pro účely praktické ochrany přírody, zejména pro účely zhodnocení míry zatížení břehové vegetace konkrétních vodních toků, jako podklad pro ochranu zachovalých břehových porostů nebo naopak pro opatření v extrémně zatížených břehových porostech, sledování účinnosti likvidace invazních neofytů apod.

Vodní toky a říční nivy představují významný koridor pro šíření rostlinných diaspor v krajině. Významnou měrou se tak podílejí i na šíření invazních druhů, ke kterému přispívají také určité specifické vlastnosti prostoru říčních niv. Mezi ty nejvýznamnější patří podle Lipského (2002) mimořádná dynamika vývoje, zvýšený přísun živin a vysoká produktivita, chronické disturbance v důsledku pravidelných povodní a obvykle také velká koncentrace osídlení a hospodářských aktivit člověka, které zvyšují frekvenci a intenzitu disturbancí v říčních nivách.

Existují práce, které se zabývají výskytem jednoho či několika invazních druhů v břehové vegetaci určitého toku (Köppl 2002, Rydlo 1999, Trenčianská 2000 aj.) či skupiny toků (Vymyslický 2004), souhrnné dílo pro území České republiky však dosud chybí. Jedním z dílčích cílů této práce proto bylo získat data o výskytu nejvýznamnějších invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků v různých geografických podmínkách. Získané výsledky ovšem nelze považovat za kompaktní datový soubor, ale spíše za soubor ucelených případových studií pro vybrané části vodních toků.

Celkem jsou k dispozici data pro 1693 segmentů břehové vegetace, které byly zmapovány v průběhu let 2006–2008 (tj. téměř 850 km břehové vegetace). Pro srovnání vývoje v uvedeném časovém období lze využít 218 segmentů (tj. přes 100 km břehové vegetace), které byly mapovány jak v roce 2006, tak v roce 2008.

Výsledky mapování uváděné v této práci jsem získal vlastním terénním průzkumem (celkem 845³ segmentů břehové vegetace toků: Bečva, Blata, Cidlina, Chrudimka, Jizera, Labe, Lužnice, Morava, Mrlina, Odra, Opava, Otava, Sázava, Tichá Orlice, Úpa, Výmola a Výrovka) nebo byly převzaty z bakalářských a magisterských prací, které jsem v letech 2006–2008 vedl. Jedná se o tyto práce: Boháčková (2007) – Berounka, 90 segmentů, Měšková (2009⁴) – toky v povodí Teplé, 193 segmentů, Pánková (2006, 2008) – Ohře, 173 segmentů, Šenová (2008) – toky v povodí Ploučnice, 344 segmentů a Zelendová (2008) – toky v povodí Střely, 206 segmentů. Využita byla také data Langhansové (2006) a Koschové (2007,

³ Podíl autora na získání dat terénním mapováním tedy činí 44,2 %.

⁴ Vlastní bakalářská práce dosud nebyla obhájena, výsledky mapování jsou však k dispozici v archívu autora a při celkovém vyhodnocení v této práci byly využity. Obhajoba bakalářské práce je plánována na rok 2009.

písenné sdělení, nepublikováno), která byla pořízena stejnou metodikou mapování (Malše, 20 segmentů; Labe u Štětí, 40 segmentů).

Práce je rozdělena do devíti kapitol, přičemž kap. 2–5 jsou věnovány teoretickým základům problematiky biologických invazí s důrazem na invaze rostlinné (kap. 2), specifikaci prostředí říčních niv a břehové vegetace (kap. 3), metodám mapování vegetace s důrazem na možnosti využití těchto metod pro mapování výskytu invazních neofytů (kap. 4) a shrnutí dosavadních výsledků mapování invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků na území České republiky (kap. 5). V kap. 6 je představena použitá metodika mapování a zpracování dat, kap. 7 je věnována vlastnímu shrnutí výsledků terénního mapování a jejich vyhodnocení. Následuje diskuze, zaměřená především na hodnocení použité metodiky, srovnání s výsledky dalších autorů a možnosti dalšího výzkumu (kap. 8). Nejvýznamnější poznatky jsou shrnuty v závěru (kap. 9). Většina map, grafů, tabulek a fotografií byla z důvodů zachování přehlednosti zařazena do příloh, přímo v textu jsou zařazeny pouze některé. Součástí práce je také CD s výsledky mapování za jednotlivé sledované segmenty a s dalšími datovými soubory.

Botanické názvy jsou uváděny podle Kubáta et al. (2002). Do této nomenklatury byly převedeny názvy všech zmiňovaných taxonů i v případě, že ve zdrojové práci jsou tyto taxony uváděny pod jiným synonymem. Přehled nejčastějších synonym a českých ekvivalentů je uveden v Příloze 2. Komplikovanější a sporné případy jsou komentovány v textu. Druhy, které se na území České republiky nevyskytují, a nejsou tudíž uvedeny v díle Kubáta et al. (2002), jsou označovány názvy uvedenými ve zdrojové práci.

2. Shrnutí poznatků o invazních procesech

2. 1. Definice základních pojmů

Pojmem **druh** (angl.: *species*) rozumíme podle Kubáta et al. (1998) a Jakrlové & Pelikána (1999) základní systematickou jednotku, která je tvořena souborem jedinců navzájem si podobných a geneticky jednotných, kteří mají společný původ, mohou se vzájemně křížit a jejich potomstvo je plodné. Zároveň se však tyto jedinci nekříží s jedinci skupin odlišných a pokud ano, potomstvo je v takovém případě neplodné. Pojmu druh je významově nadřazený pojem **taxon** (angl.: *taxon*). Tímto pojmem označujeme skupinu organismů, která je dostatečně odlišná od jiných podobných skupin – tzv. taxonomických jednotek resp. úrovní, které jsou hierarchicky uspořádány (v botanice: říše, oddělení, třída, řád, čeleď, rod, druh, popř. poddruh, varieta, forma, odrůda apod.).

Pojmem **populace** rozumíme podle Kubáta et al. (2002) skupinu jedinců stejného druhu, žijící na určitém místě v určitém čase, tzn. že mezi těmito jedinci dochází k pravidelné výměně genetické informace. Pojmem **jedinec** rozumíme podle Jakrlové & Pelikána (1999) samostatný organismus resp. celek živé hmoty, který je reálně oddělený od vnějšího světa svéráznou strukturou, a je schopný samostatné existence pomocí výměny látek a energie (metabolismu) s vnějším okolím. V případě rostlin, zejména pokud se rozmnožují vegetativně, však může být obtížné či nemožné jedince přesně definovat (Herben & Münzbergová 2002).

Pojmem **areál** rozumíme podle Hendrycha (1984) území, na kterém se vyskytují jedinci daného taxonu. Jako **primární** (přirozený) areál označujeme území, ve kterém se jedinci daného taxonu vyskytují přirozeně, zatímco území, ve kterém se vyskytují díky lidské činnosti označujeme jako areál **sekundární** (druhotný).

Pojmem **propagule** rozumíme podle Jakrlové & Pelikána (1999) jakoukoliv část organismu, která je schopná dát vznik novému jedinci. V případě rostlin se používá také pojem **diaspora**. Tímto termínem označujeme propagule, které jsou schopné rozptylu od mateřské rostliny a umožňují tak její šíření prostorem. Rozlišujeme diasporu generativní (např. výtrusy, semena či plody) a vegetativní (oddenky, pacibulky, úlomky stonku apod.).

Přenášení diaspor se uskutečňuje rozličnými způsoby, ke kterým mají diasporu nejrůznější přízpůsobení: pomocí vody (hydrochorie), větru (anemochorie), živočichů (zoochorie), vlastních mechanismů rostliny (autochorie), případně člověka (antropochorie) – blíže viz Hendrych (1984), Opravil & Drchal (1987) aj.

V definici základních pojmů pro **klasifikaci nepůvodních a invazních druhů** dosud panuje nejednotnost. Např. Lockwood et al. (2007) uvádí přehled celkem 27 anglických výrazů, kterými mohou být označeny druhy geograficky nepůvodní, zavlečené, rychle se šířící či problematické. Ani tento výčet však není kompletní a vyplývají z něj značné významové překryvy a rozdílné vnímání pojmů různými autory. Analýzu chápání vybraných pojmů různými autory provedli také Richardson et al. (2000).

Dosud zřejmě nej přesnější klasifikaci nepůvodních druhů zpracovali Holub & Jirásek (1967)⁵ cit. in Křivánek (2006e). Tato klasifikace je založena na době introdukce, výskytu v závislosti na člověku, úmyslné či neúmyslné introdukci a rozšíření. Druhy, které byly do daného území introdukovány úmyslně označují jako hemerofyty (ty dále dělí do 3 skupin) a druhy, které byly introdukovány neúmyslně jako xenofyty (ty pak dále dělí na archeofyty a neofyty, přičemž neofyty dělí do dalších třech skupin). Např. borovice vejmutovka (*Pinus strobus*) je označována jako ergasiofygofyt, tzn. druh, který byl introdukován úmyslně, pěstuje se a zplaňuje. Uvedená klasifikace a terminologie nepůvodních druhů je velmi přesná, ale pro svoji složitost a obtížnost zařazení druhů do konkrétních kategorií nebyla nikdy rozsáhleji uznána vědeckou obcí. Některé pojmy jsou však dodnes v literatuře používány.

V této práci byla jako základ pro definici klíčových pojmů zvolena terminologie zavedená Richardsonem et al. (2000) a dále rozpracovaná Pyškem et al. (2004). Její české ekvivalenty shrnuje Pyšek (2005) a Pyšek et al. (2008). Tato terminologie byla zvolena proto, že postihuje hlavní dosud popsané jevy invazní ekologie, je ucelená, logická a v poslední době také často citovaná.

Za **druhy původní** (domáci, autochtonní, angl.: *native, indigenous*) jsou v tomto pojetí považovány takové, které vznikly v daném území bez přispění člověka nebo se sem dostaly přirozenou cestou z území, ve kterém jsou původní. Analogicky pak můžeme definovat **druhy zavlečené** (antropofyty, druhy nepůvodní, allochtonní, angl.: *alien, exotic, introduced, non-native, non-indigenous*) jako takové, které se v daném území vyskytují v důsledku záměrné či nezáměrné lidské činnosti nebo se do něj dostaly přirozenou cestou z území, ve kterém jsou nepůvodní a byly tam zavlečeny lidskou činností. Zavlečené druhy by se tedy v daném území nevyskytovaly, kdyby nebylo činnosti člověka (toto kritérium je zásadní zejména při posuzování původnosti resp. nepůvodnosti kříženců). Druhy, které člověk rozšířil před počátkem neolitu, jsou obvykle považovány za původní, neboť před rozvojem zemědělství se člověk z hlediska šíření biologických druhů svým chováním příliš nelišil od

⁵ Holub, J. & Jirásek, V. (1967): Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. In: Folia Geobot. Phytotax. 2: 69–113.

chování ostatních savců (Křivánek 2004, Pyšek & Sádlo 2004). Rozhodnutí o původnosti či nepůvodnosti druhu však bývá někdy sporné. Prakticky jediným spolehlivým důkazem o původnosti druhu v daném území jsou jeho fosilní nálezy (Křivánek 2004).

Pojmem **geograficky původní (resp. nepůvodní) druh** budeme v této práci rozumět druh, který je původní v určité geografické oblasti⁶ bez ohledu na to, na jakém se vyskytuje stanovišti. V případě, že se geograficky původní druh vyskytuje na stanovišti, na kterém se přirozeně nevyskytoval, jedná se o **stanovištně nepůvodní druh**. Např. smrk ztepilý je ve střední Evropě geograficky původním druhem, ve vyšších nadmořských výškách se pak zároveň jedná také o stanovištně původní druh. Je-li však uměle pěstován v nevhodných ekologických podmínkách nižších nadmořských výšek, jedná se o stanovištně nepůvodní druh. Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je definován také v Zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny (§5, odst. 4), a to jako „*druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu*“.

Geograficky původní druhy, které obsazují nová stanoviště nebo získávají dominanci ve společenstvech svého přirozeného výskytu, avšak v rámci stejné geografické oblasti, označují Pyšek & Tichý (2001) jako **druhy expanzivní** (na území ČR např. třtina křovištní, jasan ztepilý aj.).

Mnozí autoři však chápou pojmy expanze a expanzivní druh obecněji. Např. Eliáš (2001a) definuje expanzi jako rozšíření druhu za hranice areálu a zvětšování jeho geografického rozšíření obsazováním nových lokalit v územích, kde se expanzivní (expandující) druh nevyskytoval. Tuto podmínku však mohou splňovat jak geograficky původní, tak geograficky nepůvodní druhy.

Termínem **plevel** (angl.: *weed*, popř. *harmful species*, *problem plants*, *noxious plants*) jsou podle Pyška (2005) a Pyška et al. (2008) označovány rostlinné druhy, jejichž výskyt a šíření způsobuje kolize se zájmy člověka, a to jak ekonomickými nebo environmentálními. Český výraz „plevel“ je sice vžitý, ale svým způsobem nepřesný, protože plevele jsou ve skutečnosti pouze podskupinou organismů, které jsou v angličtině označovány jako „weeds“ a představují rostliny, jejichž výskyt a šíření koliduje se zájmy zemědělských aktivit (jako jeden z řady dalších zájmů, s nimiž může kolidovat výskyt weeds) – blíže viz Pyšek (2005).

Pro souhrnné označení rostlin a živočichů těchto vlastností navrhuje Pyšek et al. (2008) termín **problémový druh** (škodlivý druh, škůdce, angl: *pest*). Jako plevele resp.

⁶ Zásadním problémem je však vymezení výše uváděných pojmů „geografická oblast“, „region“ apod. Tato otázka je rozvinuta v diskusi (kap. 8).

problémové druhy mohou být klasifikovány i domácí organismy, nemusí se vždy jednat o organismy zavlečené.

Geograficky nepůvodní druhy můžeme klasifikovat podle různých hledisek. Pyšek & Sádlo (2004) uvádějí členění podle:

- způsobu zavlečení
- doby zavlečení
- obsazovaných stanovišť
- postavení v invazním procesu

Podle způsobu zavlečení rozlišujeme druhy zavlečené **záměrně** (např. zemědělské plodiny či okrasné rostliny) a **nezáměrně** (např. jako nežádoucí součást osiva, v souvislosti s dopravou, cestovním ruchem apod.). Eliáš (2001a) rozlišuje pojmy **introdukce** a **zavlečení**, přičemž zavlečením rozumí pouze zavlečení nezáměrné a pro záměrné zavlečení používá pojem introdukce. Pojem introdukce chápe jako nadřazený pojem a pro zavlečení v tomto pojetí připouští pojem nezáměrná introdukce.

Podle doby zavlečení jsou v evropské literatuře rozlišovány **archofyty**, tj. rostlinné druhy zavlečené před objevením Ameriky v roce 1492, a **neofyty**, které byly zavlečené po roce 1492 (Pyšek et al. 2008). Rok 1492⁷ byl za takto významnou hranici zvolen z toho důvodu, že objevení Ameriky mělo v celosvětovém měřítku hlavní vliv na globalizaci obchodu a znamenalo zásadní předěl v možnostech šíření geograficky nepůvodních druhů (di Castri 1989⁸ cit. in Pyšek 2005). Pro souhrnné označení rostlin a živočichů zavlečených po objevení Ameriky se postupně užívá pojem **neobiota** (Pyšek et al. 2008).

Členění **podle obsazovaných stanovišť** vychází z překonávání geografických bariér (viz dále) a obvykle jsou vyčleňovány druhy, které jsou vázány na stanoviště:

- pouze antropogenní
- antropogenní, polopřirozená i přirozená
- pouze polopřirozená a přirozená.

⁷ Někdy bývá hranice definována volněji – např. konec 15. stol., přibližně kolem roku 1500 apod.

⁸ di Castri, F. (1989): History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In: Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmánek, M. & Williamson, M. [eds.]: Biological invasions: a global perspective, John Wiley and Sons, Chichester: 1–30.

Podle postavení v invazním procesu rozlišují Richardson et al. (2000) a Pyšek et al. (2002) následující kategorie geograficky nepůvodních druhů:

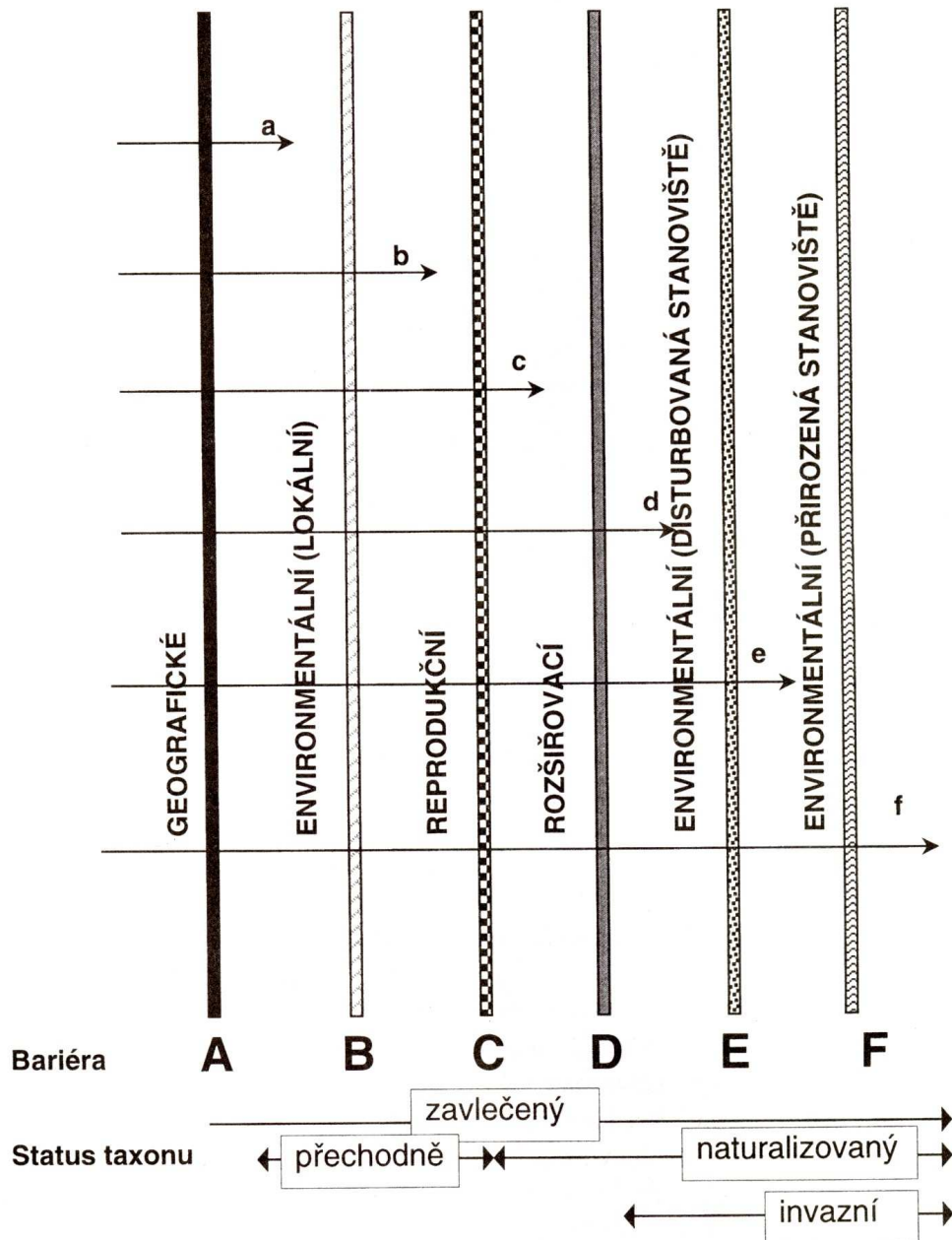
- Přechodně zavlečený druh (náhodný výskyt; angl.: *casual*) – druh se ve volné přírodě pravidelně nereprodukuje a pokud se v krajině vyskytuje v delším časovém horizontu, je závislý na opakovaném, člověkem zprostředkovaném přísunu diaspor.
- Naturalizovaný druh (angl.: *naturalized*) – druh se ve volné přírodě rozmnožuje, jeho výskyt není závislý na dalších introdukcích a jeho přítomnost na určité lokalitě či v určitém území je dosti trvalá. Naturalizované druhy tak vytvářejí v přírodě životaschopné populace bez přímého přispění člověka⁹.
- Invazní druh (angl.: *invasive*) – druh se v krajině šíří a vytváří více či méně rozsáhlé populace.
- Pyšek et al. (2002) rozlišují také kategorii postinvazní druh (angl.: *post-invasive*) – invaze u těchto druhů proběhla v minulosti. V současné době se jejich areál ani velikost populace nezvětšují a z hlediska začlenění do nových ekosystémů se postinvazní druhy podobají druhům naturalizovaným.

Výše uvedená klasifikace vychází z předpokladu, že invazní proces představuje ve skutečnosti překonávání bariér, na které druh během invaze naráží. Tento proces se skládá z několika základních fází a uvedené třídění odráží, do které z nich se daný druh po zavlečení dostane (viz obr. 1).

Richardson et al. (2000) proto vymezují jednotlivá stádia v invazním procesu na základě překonávání hlavních bariér, které šíření druhů omezují, a které druh postupně překonává. Jsou to tyto bariéry:

- a) Bariéry geografické (tzn. rozsáhlá území s ekologickými podmínkami, které jsou pro druh nepříznivé – např. pro suchozemský organismus oceán či vodní tok, pro nížinný druh pohoří, pro vlhkomilný druh poušť apod.). Překonáním této bariéry se druh dostává do nového území jako **přechodně zavlečený** druh.
- b) Spontánní výskyt druhu (tzn. mimo kultury) je podmíněn překonáním environmentálních bariér v místě introdukce (jedná se především o klimatické podmínky).

⁹ Někteří autoři navrhnou dobu, po kterou musí druh v daném území přežít, aby mohl být považován za naturalizovaný. Ta se obvykle pohybuje v rozmezí 10–25 let (Pyšek 2005).



Obr. 1: Schématické znázornění hlavních bariér omezujících šíření invazních rostlin (převzato podle Pyška 2005).

Vysvětlivky: A = hlavní bariéry geografické, B = environmentální bariéry v místě introdukce, C = reprodukční bariéry, D = lokální resp. regionální bariéry bránící rozšiřování, E = environmentální bariéry ve vegetaci na člověkem vytvořených stanovištích, F = environmentální bariéry v přirozené a polopřirozené vegetaci). Šipky a–f označují překonání bariér, které je nutné k tomu, aby se druh dostal do určitého stádia invazního procesu.

- c) Bariéry reprodukční si lze představit například jako absenci druhého pohlaví u dvoudomých či striktně cizosprašných generativně se rozmnožujících rostlin nebo jako krátkou vegetační sezonu, která neumožní dozrání semen, jako konzumaci semen původními živočichy apod. Zavlečený druh, který překoná tuto bariéru, je schopen vytvářet v přírodě životaschopné populace a rozmnožuje se nezávisle na člověku. V nově obsazeném území se tedy vyskytuje trvale. Takový druh pak lze označit jako **naturalizovaný** (zdomácnělý). Po překonání této bariéry se rostlina adaptuje na místní podmínky a populace může prodělávat genetické změny, kterými se lépe přizpůsobuje novému prostředí – tzv. **lag fáze**¹⁰.
- d) Pokud druh produkuje velké množství semen, a zároveň začne využívat vhodný vektor pro své šíření (např. voda, vítr, živočichové apod.), je schopen šířit se na velké vzdálenosti od zdrojových populací. V tomto stádiu druh překonal bariéru rozšiřovací a podle uvedeného schématu se stává druhem **invazním**.
- e) Jestliže je druh schopen obsazovat člověkem narušená stanoviště ve srovnatelné či vyšší míře v porovnání s domácími druhy, překonal environmentální bariéru pro disturbovaná stanoviště.
- f) Jestliže je druh schopen takto obsazovat i polopřirozená a přirozená stanoviště, hovoříme o překonání environmentální bariéry pro přirozená stanoviště.

Invazní druhy jsou tedy pouze podskupinou druhů geograficky nepůvodních. V samotné definici invazního druhu však panuje v odborné i populárně naučné literatuře značná nejednotnost (Lockwood et al. 2007) a často dochází ke směšování s pojmy neofyt, expanzivní druh nebo dokonce nepůvodní druh. Nejednotné je také používání pojmu invaze v širším a užším slova smyslu, a to jak pro celý proces, tak pouze pro jeho část (blíže viz Pyšek et al. 2008). Uvedená nejednotnost pojmů značně komplikuje situaci, zvláště při porovnávání údajů o podílu invazních druhů na flóře určitého území, které byly získány z různých zdrojů.

Richardson et al. (2000) definují invazní druhy na základě výše uvedené klasifikace a schématu překonávání jednotlivých bariér jako podskupinu naturalizovaných rostlin, jež

¹⁰ Lag fáze = „fáze opoždění“ nebo „fáze stagnace“. Tato fáze trvá u různých druhů různě dlouhou dobu, například u bolševníku velkolepého na našem území je odhadována zhruba na 100 let (Pyšek & Tichý 2001).

v daném území produkují potomstvo (často ve značném množství), které se dostává do velké vzdálenosti od mateřské rostliny, což umožňuje šíření na rozlehlém území. Hranici mezi naturalizovaným a invazním druhem autoři definují na základě rychlosti šíření a za invazní druh považují takový, který se od rodičovského jedince prokazatelně rozšířil do vzdálenosti 100 m za 50 let (u rostlin, které se šíří semeny) nebo do vzdálenosti 6 m za 3 roky (u rostlin, které se šíří oddenky).

Mlíkovský & Stýblo (2006) prosazují pro označení invazních druhů termín invazivní druh, zatímco termín invazní druh používají jako synonymum pro nepůvodní druh. V definici invazivního druhu zdůrazňují rozdíl od výše uvedené definice Richardsona et al. (2000) skutečnost, že tento druh způsobuje v nově obsazovaném území škody.

Poněkud odlišné je také pojetí Eliáše (2001a, b), který rozlišuje různé přístupy k definici invazních druhů a definuje biotické invaze jako obvykle náhlé pronikání části populace nepůvodních druhů do území resp. společenstev a ekosystémů, ve kterých se nevyskytovaly, a jejich následné šíření. Vlastní invazní proces dělí do tří základních fází: introdukce, kolonizace (tj. založení nové populace prostřednictvím reprodukce) a expanze (tj. rozšíření na nové lokality a založení dalších populací). Biotické invaze jsou v tomto pojetí obvykle spojeny se vznikem nebo s rozšiřováním sekundárního areálu druhu. Invazní druh¹¹ definuje jako nepůvodní druh, který se v území, do něhož byl úmyslně nebo neúmyslně zavlečen, chová invazně a způsobuje ekologické nebo environmentální škody. Toto pojetí je obsaženo také v definicích IUCN a Úmluvy o biologické rozmanitosti (Plesník & Roth 2004, Pyšek 2005). Na základě těchto definic by však mezi invazní nebyly zahrnovány např. takové druhy, které se v krajině sice rychle šíří, ale zatím nebylo zjištěno, že by způsobovaly ekonomické nebo environmentální škody.

Také Máchal et al. (2006) vnímají způsobování škod (v tomto případě pouze environmentálních) jako kritérium pro zařazení druhu mezi invazní, když definují invazní druhy jako nepůvodní druhy rostlin a živočichů, jejichž samovolné šíření ohrožuje biodiverzitu původních společenstev.

Henderson et al. (2006) definují invazní druhy jako takové, které se šíří z místa introdukce do přirozené a polopřirozené vegetace. Podle této definice by invazními druhy byly pouze ty, které překonaly všechny bariéry ve výše zmíněném pojetí Richardsona et al. (2000).

¹¹ Ve slovenském originále: „invadující cudzí druh“.

Podobný přístup uplatňují i Křivánek et al. (2004), když definují invazní druhy jako podskupinu zavlečených druhů, jež mají v současné době sklon šířit se do přirozených společenstev a v konečné fázi na určitých lokalitách převládnout. Důsledkem invaze pak může být postupné ochuzování domácí vegetace o druhy, které podléhají konkurenci s invazním druhem. Právě tuto skutečnost považují autoři za zásadní, neboť jejím důsledkem je snižování biodiverzity na daném stanovišti. Samotný pojem invaze chápou autoři v širším slova smyslu, tedy jako celý proces počínající zavlečením na cizí území a rozlišují invazi úspěšnou (druh se šíří) a neúspěšnou (druh v takovém případě nemusí ani zdomácnět).

Křivánek (2006e) používá pro invazní druh v pojetí Richardsona et al. (2000) označení **invazní druh v biogeografickém smyslu slova**, zatímco k tomu, aby byl druh označen jako invazní v pojetí většiny organizací zaměřených na ochranu přírody, musí mít významné negativní dopady na biologickou rozmanitost společenstev, do nichž se šíří, případně způsobovat i ekonomické ztráty.

Zákon o rostlinolékařské péči č. 236/2004 Sb. (§ 10, odst. 1) definuje invazní škodlivý organismus jako: „*škodlivý organismus v určitém území nepůvodní, který je po zavlečení a usídlení schopen v tomto území nepříznivě ovlivňovat rostliny nebo životní prostředí včetně jeho biologické různorodosti*“.

Výrazně odlišně chápou pojem Jakrlová & Pelikán (1999), kteří definují invaze jako náhlé hromadné přesuny populací živočichů (méně často i rostlin) z míst přemnožení do oblastí s nižší populační hustotou (např. lumíci, saranče stěhovavá), nebo i mimo areál druhu (např. sovice sněžní). Jedná se tedy obvykle o neperiodické, jednosměrné stěhování bez návratu na místo původu. Velmi podobně definuje invaze také Tarman (1999) a další autoři, zejména zoologové. Vzhledem ke značně odlišné podstatě je však zřejmě vhodnější označovat tyto procesy jako jednostranné migrační tahy (v pojetí Buchara 1983).

Pokusíme-li se shrnout základní otázky, ve kterých se autoři nejčastěji rozcházejí, jsou to tato kritéria pro zařazení do skupiny invazních druhů:

- Musí být invazní druh v daném území geograficky nepůvodní?
- Musí invazní druh způsobovat škody?
- Pokud ano, má se jednat o škody ekonomické, environmentální nebo obojí?
- Musí druh, aby byl považován za invazní, pronikat i do polopřirozené a přirozené vegetace?

- Na jak velkou vzdálenost a jakou rychlostí se musí druh šířit, aby byl zařazen mezi invazní?
- Kdy začíná a kdy končí invazní proces?

Jedním z důvodů pro upřednostnění pojmového aparátu Richardsona et al. (2000) resp. Pyška et al. (2008) pro účely této práce byla skutečnost, že jeho autoři poskytují konkrétní odpovědi prakticky na všechny výše uvedené otázky, a to na základě důkladného rozboru do té doby publikovaných prací.

2. 2. Úspěšnost invazních druhů při jejich šíření

Úspěšnost invazních druhů při šíření v nově obsazeném území je dána jednak vlastnostmi těchto druhů, jednak vlastnostmi území, ve kterých se tyto druhy šíří. Schopnost druhu invadovat navrhuje Pyšek et al. (2008) a Chytrý & Pyšek (2008) označovat pojmem **invazivnost** (angl.: *invasiveness*), zatímco vlastnost společenstva, stanoviště, biotopu nebo území, vyjadřující náchylnost či rezistenci vůči invazi označují pojmem **invazibilita** (angl.: *invasibility*). Opakem invazibility je **rezistence** neboli odolnost vůči invazím. Pro míru, do jaké je společenstvo, stanoviště, biotop nebo území skutečně invadováno, navrhuje pojem **invadovanost** (angl.: *level of invasion*). Zatímco invazibilita je závislá na vlastnostech společenstva, invadovanost je ovlivněna také intenzitou přísunu diaspor nepůvodních druhů.

Praktickým problémem při studiu invazibility společenstva je skutečnost, že pro dané území obvykle dostupná data nevyjadřují invazibilitu ale invadovanost. Tuto otázku řeší např. Lonsdale (1999), a to tím, že při výpočtech invazibility bere v úvahu pouze druhy, které jsou schopné v území přežít.

Existuje několik teorií, které se snaží vysvětlit úspěšnost zavlečených resp. invazních druhů v nově obsazených ekosystémech. Nejvýznamnější z nich shrnují Hierro et al. (2005) a jsou to tyto:

- 1) **Teorie úniku před nepřáteli** (*The natural enemies hypothesis*) – zavlečené druhy nemají v nově obsazeném území přirozené nepřátele (predátory, býložravce, parazity apod.). Tím jsou zvýhodněni oproti domácím druhům, a proto mohou jejich populace růst.

- 2) **Teorie evoluční pokročilosti** (*The evolution of invasiveness hypothesis*) – zavlečené druhy prošly rychlejším evolučním vývojem, jsou tedy v porovnání s domácími druhy „protřelejší“ a tudíž schopné odolat silnějšímu selekčnímu tlaku.
- 3) **Teorie volných nik** (*The empty niche hypothesis*) – zavlečené druhy využívají zdroje, které do té doby nebyly využívány druhy domácími.
- 4) **Teorie neobvyklé výzbroje** (*The novel weapons hypothesis*) – zavlečené druhy vnášejí do nově obsazených území neobvyklé biochemické interakce, které jim přinášejí výhodu.
- 5) **Disturbanční teorie** (*The disturbance hypothesis*) – invazní druhy, které se rekrutují z druhů zavlečených jsou často r-stratégové, tedy krátkověké druhy přizpůsobené k disturbancím. Takové druhy sice bývají i mezi druhy domácími, avšak zavlečené druhy jsou často zvýhodněny tím, že jsou přizpůsobeny k určitým typům disturbancí, které do té doby nebyly v nově obsazeném území obvyklé¹².
- 6) **Teorie druhové rozmanitosti** (*The species richness hypothesis*) – podle této teorie jsou druhově bohatá společenstva odolnější vůči působení invazních druhů než společenstva druhově chudá. Vedle vyššího stupně ekologické stability u druhově bohatých společenstev je předpokládána i „druhová nedosycenost“ společenstev druhově chudých (tedy v podstatě teorie volných nik – viz bod č. 3). Tato teorie je však dnes prakticky překonána (viz dále).
- 7) **Teorie přísunu diaspor** (*The propagule pressure hypothesis*) – rozdíly v úrovni zatížení invazními druhy mezi různými ekosystémy (tzn. invadovanost) je podle této teorie dána intenzitou tlaku propagulí (zjednodušeně řečeno: čím více zavlečených druhů má šanci se do území dostat, tím více se jich zde uchytí).
- 8) **Teorie fluktuace dostupnosti zdrojů** (*The fluctuating resources hypothesis*, Davis et al. 2000¹³) vysvětluje invazibilitu společenstev na základě náhlého zvýšení dostupnosti volných zdrojů, např. živin nebo vody. Výrazné a rychlé zvýšení dostupnosti zdrojů (způsobené jejich náhlým přisunem nebo po zničení původní vegetace v důsledku disturbance apod.) umožní dostupnost těchto zdrojů pro druhy, které se předtím v daném společenstvu nevyskytovaly.

¹² Tato část teorie velmi dobře vystihuje situaci druhů zavlečených z Evropy do kolonizovaných území, kde spolu se zavlečenými druhy přichází antropogenní tlak, na který nebyly domácí druhy zvyklé. U druhů introdukovaných do Evropy však může být situace poněkud odlišná (pozn. autora).

¹³ Hierro et al. (2005) tuto teorii neuvádějí, vzhledem k jejímu významu však byla do přehledu doplněna.

2. 2. 1. Faktory ovlivňující invazibilitu a invadovanost

Faktory, které ovlivňují invazibilitu rostlinných společenstev na úrovni tehdejších poznatků shrnuli Prach & Pyšek (1997), aktuální poznatky shrnují Chytrý & Pyšek (2008). Na makroregionální úrovni uvádějí tyto závěry:

- **Ostrovy jsou invadovány více než pevnina.** Tato skutečnost je vysvětlována především teorií volných nik (viz výše) a nízkou konkurenceschopností ostrovních druhů. Ta vyplývá z odlišného evolučního vývoje ostrovní flóry, která nebyla vystavena tak silnému konkurenčnímu tlaku jako flóra pevninská, a proto se u ní nevyvinuly patřičné adaptace. Invazibilita ostrovů se obvykle zvyšuje s jejich geografickou izolovaností.
- **Nový svět je invadován více než Starý svět.** Uvedená závislost je vysvětlována především teorií evoluční pokročilosti a disturbanční teorií (viz výše), neboť druhy Starého světa se dlouhodobě vyvíjely v kontaktu s člověkem, a proto jsou dobře adaptovány na člověkem způsobené disturbance a šíření na člověkem ovlivňovaných stanovištích. Zároveň v porovnání s druhy Nového světa více migrovaly mezi různými oblastmi během globálních změn klimatu v minulosti.
- **Tropy jsou méně invadovány než mírný a subtropický pás.** Tato závislost byla potvrzena pouze na pevnině, zatímco v případě tropických ostrovů se podobnou závislost prokázat nepodařilo. Za hlavní příčinu nízké invazibility tropů je považována přirozená rezistence tropických ekosystémů vůči invazím, která zřejmě vyplývá z velkého množství biomasy a extrémně rychlé obnovy vegetačního krytu po narušení. U tropických ostrovů je zřejmě vysoká invazibilita ostrovních ekosystémů důležitějším faktorem než samotná odolnost rychle rostoucí vegetace.
- **Horské oblasti jsou invadovány méně než nížiny.** Tato závislost byla zaznamenána nejen v rámci celých oblastí, ale i při sledování konkrétních společenstev a zatím nebyla uspokojivě vysvětlena. Za pravděpodobnou příčinu je považována jednak nižší hustota osídlení a dopravy v horských oblastech a z ní vyplývající nižší tlak propagulí (což však vysvětluje nízkou invadovanost nikoliv invazibilitu) a dále izolovanost horských oblastí (která ovšem opět vysvětluje spíše jejich nízkou invadovanost).

O poznání skromnější jsou dosavadní poznatky o invadovanosti a invazibilitě **na úrovni rostlinných společenstev**. Ze srovnání dat pro Českou republiku, Velkou Británii a

Katalánii (Chytrý et al. 2008) vyplývá, že nejvíce byla ve všech třech sledovaných regionech invadována:

- společenstva ovlivňovaná disturbancemi způsobenými člověkem nebo mechanickými vlivy vodního proudu, popř. vlnobití
- společenstva s dobrou dostupností živin
- společenstva vyskytující se v oblastech s větším přísunem diaspor nepůvodních druhů.

Z evropských rostlinných společenstev jsou nejvíce invadována plevelová a ruderální vegetace, silně jsou invadována také společenstva na pobřeží řek a moří. Nejmenší podíly nepůvodních druhů (archeofytů i neofytů) byly naopak zaznamenány ve společenstvech s omezenou dostupností zdrojů (živin nebo vody) a společenstvech vyskytujících se v chladných oblastech, zejména alpská a subalpská travinná a křovinná vegetace, rašeliniště a vřesoviště. Lesy a většina typů travinné vegetace jsou invadovány středně. Tyto rozdíly v invadovanosti společenstev jsou víceméně shodné ve všech třech sledovaných regionech.

Studie Chytrého et al. (2008) také potvrdila, že raná sukcesní stádia jsou invadována silněji, zatímco v pokročilejších sukcesních stádiích podíl invazních druhů klesá. Tuto skutečnost potvrzují také Prach et al. (2008), kteří se zabývají **vztahem sukcese a invazních procesů**. Uvedené zákonitosti se však vymykají iniciální sukcesní stádia, u nichž zřejmě uchycení invazních (ale i všech ostatních) druhů brání fyziologické limity (sucho, teplotní výkyvy). U sukcesně starších stádií pak působí konkurence již přítomných druhů. Autoři uvádějí výsledky vlastního experimentu, podle něhož se nejvyšší invazibilitou vyznačovala stanoviště kolem 10. roku sukcesního stáří, avšak rozdíly byly značné jak mezi jednotlivými stanovišti, tak mezi různými druhy na jednom stanovišti.

Zřejmě zásadní roli pro uplatnění invazních druhů v konkrétních sukcesních sériích hraje podle autorů přítomnost invazních druhů v nejbližším okolí (přísun diaspor) a svou roli může sehrát i náhoda. Dosavadní výsledky dále ukazují, že více invazních druhů se obecně uplatňuje v prostředí se středními hodnotami ekologických faktorů, zatímco v extrémních podmínkách se uplatňuje méně invazních druhů. To však platí i pro původní druhy a navíc jsou známy i případy, kdy jsou nepůvodní a invazní druhy úspěšnější na mírně extrémních stanovištích, zejména tam, kde není zapojená vegetace (je snížena konkurenční schopnost bylinného patra), tj. na sušších, případně živinami chudších stanovištích. To samozřejmě platí i pro mladá, dosud nezapojená sukcesní stádia s celkově nízkou pokryvností vegetace. Tyto

závěry však autoři považují za předběžné, neboť zatím k této problematice není k dispozici dostatek studií a dat.

Vlivem **druhov**é **rozmanitosti** společenstev a jejich náchylností k biologickým invazím (invazibilitou) se zabýval již Elton (1958)¹⁴ cit. in. Hood & Naiman (2000). Na příkladu ostrovů s nízkou druhovou rozmanitostí a zároveň vysokou mírou náchylnosti k ohrožení invazními druhy dokládá, že s rostoucí druhovou rozmanitostí klesá invazibilita společenstva. Tento předpoklad zpochybňují např. Hood & Naiman (2000), kteří na základě sledování podílu geograficky nepůvodních druhů v poříční vegetaci několika vodních toků v různých částech světa uvedenou závislost nepotvrdili. Planty-Tabacchi et al. (1996) pozorovali dokonce opačnou závislost, tzn. že s rostoucím celkovým počtem druhů v ekosystému rostl také podíl geograficky nepůvodních druhů. Jejich výzkum byl prováděn v poříční vegetaci řek Adour ve Francii a McKenzie¹⁵ v USA. Hood & Naiman (2000) se na základě svých výsledků domnívají, že druhová pestrost omezuje invazibilitu pouze v případě, že v daném území nedochází k častým disturbancím, zatímco v územích s častými disturbancemi jsou tyto disturbance významnějším faktorem než druhová rozmanitost.

Podle Chytrého & Pyška (2008) je Eltonova teorie (tzv. teorie biotické rezistence, která nacházela svou oporu v teorii volných nik) dnes již překonána. Podrobný přehled studií, které v porovnání s uvedenou teorií dokládají pravý opak podávají Herben et al. (2004). Tyto studie se shodují na tom, že větší počty nepůvodních druhů jsou naopak v oblastech s bohatší původní flórou. Je to zřejmě dáno tím, že jak původní, tak nepůvodní druhy jsou početnější v heterogennějších krajinách, které obsahují více různých stanovišť, a proto pojmu více druhů. Pozitivní vztah mezi počtem původních a nepůvodních druhů je tedy spíše důsledkem vazby každé skupiny druhů na heterogenitu stanovišť než přímé závislosti jedné z těchto skupin na druhé (Shea & Chesson 2002¹⁶, Davies et al. 2005¹⁷ cit. in Chytrý & Pyšek 2008). Stohlgren et al. (2006) dokonce na základě těchto studií navrhuji nahradit zmíněnou teorii biotické rezistence teorií biotické akceptance, tedy tendence druhově bohatých společenstev přijímat více nových druhů.

Ze shrnutí dosavadních poznatků provedeného Chytrým & Pyškem (2008) vyplývá, že při srovnání velkých ploch a území je více nepůvodních druhů téměř vždy tam, kde je více

¹⁴ Elton, Ch. (1958): *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.

¹⁵ Povodí řeky Colorado, ve státě Oregon.

¹⁶ Shea, K. & Chesson, P. (2002): Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.*, 17: 170–176.

¹⁷ Davies, K. F., Chesson, P., Harrison, S., Inouye, B. D., Melbourne, B. A. & Rice, K. J. (2005): Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. In: *Ecology*, 86: 1602–1610.

druhů původních. Na malých homogenních plochách však mohou být druhově bohatá společenstva více odolná vůči invazím než společenstva druhově chudá, protože lépe využívají volné zdroje a silněji odolávají konkurenci invadujících druhů.

Dosavadní poznatky o **vlivu disturbancí na šíření invazních druhů** shrnují Lockwood et al. (2007) a uvádějí řadu příkladů, kdy disturbance usnadnily šíření invazních druhů. Šíření invazních druhů v různé míře usnadňují prakticky všechny typy disturbancí a toto šíření samo představuje pro daný ekosystém vnější biotickou disturbance. Z hlediska šíření invazních druhů jsou významné zejména disturbance, které vedou ke změně dostupnosti zdrojů, substrátu a fyzikálního prostředí, tedy v souladu s teorií fluktuace dostupnosti zdrojů (Davis et al. 2000).

Vlivem disturbancí vyvolaných povodněmi na šíření geograficky nepůvodních druhů v říčních nivách se zabývají Hood & Naiman (2000). Podle zmíněných autorů mění tyto disturbance podmínky pro kompetici mezi původními a nepůvodními druhy. Sukcesní vývoj se totiž vlivem disturbancí dostává do iniciálního stádia a původní druhy ztrácejí výhody plynoucí z jejich předchozí dlouhodobé přítomnosti na stanovišti.

2. 2. 2. Faktory ovlivňující invazivnost

Eliáš (2001c) označuje invazivnost (v pojetí Chytrého & Pyška 2008, viz výše) pojmem **invazní potenciál** a definuje jej jako soubor biologických, fyziologických a ekologických znaků a vlastností, které druhu umožňují uplatnit se v novém území, založit populaci schopnou samostatné reprodukce, osidlovat nová stanoviště, šířit se a pronikat do přirozených společenstev. Invazní potenciál druhu předurčuje schopnosti druhu šířit se v novém území a na jeho základě lze předpovědět, nakolik je pravděpodobné, že se druh stane v novém území invazním. Stanovení invazního potenciálu je však spojeno s řadou problémů, a to především proto, že invazní druhy představují taxonomicky, fyziologicky i ekologicky nesourodou skupinu, takže je velmi obtížné najít jejich společné biologické a ekologické znaky.

Eliáš (2001b, c) vychází při představě druhu s ideálními předpoklady pro invazi z představy o „ideálním plevele“, který představuje jako plastickou trvalku, která je schopná rychle vyklíčit v širokém rozsahu fyzikálních podmínek, rychle růst, brzy kvést, tvořit velké množství semen, které se šíří do širokého okolí, zároveň je schopna šířit se vegetativně a je konkurenčně silná.

Baker (1974)¹⁸ cit. in Křivánek (2006e) definoval „ideální plevel“ jako rostlinu, která má tyto vlastnosti:

- 1) schopnost klíčit v různých podmínkách prostředí
- 2) diskontinuitní klíčení v čase a dlouhá klíčivost semen
- 3) rychlý růst během vegetativní fáze až do doby kvetení
- 4) plynulá produkce semen dokud to dovolí podmínky prostředí (po celou vegetační sezónu)
- 5) samosprašnost, ale nikoli celková autogamie či apomixie¹⁹
- 6) druh nemá specializované opylovače nebo je opylován větrem
- 7) vysoká produkce semen adaptovaných na aktuální podmínky
- 8) produkce některých semen schopných klíčit v širokém rozmezí podmínek, tolerantních a plastických
- 9) adaptace pro šíření na krátké i dlouhé vzdálenosti
- 10) jedná-li se o vytrvalý druh, má mohutný vegetativní růst nebo schopnost regenerovat z fragmentů
- 11) jedná-li se o vytrvalý druh, je křehký, tudíž obtížně vytažitelný ze země
- 12) má schopnost mezidruhovú kompetice různými způsoby (tvorba listových růžic zaujímajících efektivně prostor, prudký růst, alelopatie).

Podobně Pyšek (2001) a Pyšek & Tichý (2001) uvádějí jako vlastnosti charakteristické pro úspěšné invazní rostliny: plodnost, dobrou klíčivost, snadné šíření, schopnost přežít v nepříznivých podmínkách, rychlý růst a velkou produkci biomasy. Zároveň však uvádějí, že takto definované vlastnosti jsou velmi obecné a platí i pro mnoho rostlinných druhů, které invazní nejsou.

Rejmánek (1995)²⁰ cit. in Křivánek (2006e) shrnuje obecné aspekty, které zvyšují pravděpodobnost toho, že se druh stane invazním. Jsou to tyto:

- 1) malá semena nebo semena sice velká, ale šířená živočichy
- 2) velký primární areál druhu
- 3) malý genom²¹.

¹⁸ Baker, H. G. (1974): The evolution of weeds. In: Annual Review of Ecology and Systematics, 5: 1–24.

¹⁹ autogamie = samosprašnost, opylení vlastním pylem; apomixie = tvorba semen bez oplození vaječné buňky (Kubát et al. 2002).

²⁰ Rejmánek, M. (1995): What makes species invazive? In: Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M. & Wade, M. [eds.]: Plant invasions: General aspects and special problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 3–13.

²¹ genom = celková genetická informace nesená souborem chromozómů (Allaby et al. 1998).

Úspěšnost šíření rostlin ovlivňuje také způsob šíření diaspor. Např. při šíření vodou (hydrochorii) mohou být diaspory unášeny společně se sedimenty, což je podle Hejného (2000) typické např. pro *Impatiens glandulifera*, nebo mohou plavat na hladině.

Rostliny, které se rozmnožují generativně, se obvykle šíří rychleji než rostliny, které se rozmnožují vegetativně, i když úlomky rostlin mohou být např. vodním proudem transportovány na velké vzdálenosti. Pyšek & Tichý (2001) to dokládá na příkladu *Heracleum mantegazzianum* a *Impatiens glandulifera*, tedy druhů, které se šíří semeny a jejichž invaze postupovala na našem území rychleji než invaze *Reynoutria sp.*, které se u nás šíří vegetativně (pomocí úlomků oddenků a lodyh).

Eliáš (2001c) navrhuje následující možné postupy pro stanovení invazního potenciálu invazních druhů:

- porovnávání znaků a vlastností úspěšných invazních druhů a jejich zevšeobecnění v podobě souboru znaků, které umožnily úspěšnou invazi druhu
- porovnávání znaků a vlastností blízce příbuzných zavlečených druhů, které se liší invazním chováním, resp. úspěšností invaze
- porovnávání znaků a vlastností druhů a porovnání jejich chování v primárním a sekundárním areálu
- pokusná kultivace rostlin z různých populací a následné studium vybraných znaků.

Hlavní omezení možnosti stanovení invazního potenciálu rostlin vyplývají podle Eliáše (2001c) z těchto skutečností:

- velká variabilita znaků a vlastností invazních druhů,
- obvykle dlouhý časový úsek mezi introdukcí a invazí (tzv. lag-fáze),
- změna genotypu zakládající populace invazního druhu během naturalizace (může být ovlivněna i hybridizací),
- nepřítomnost chorob a škůdců, vhodnost klimatických podmínek,
- přítomnost vhodných koridorů pro šíření,
- invazibilita, resp. rezistence společenstev a
- stupeň narušení přirozené vegetace.

Všemi těmito faktory může být šíření invazních druhů v sekundárním areálu ovlivněno a významnou roli může v tomto směru sehrát také náhodná shoda okolností – např. mimořádně mírná zima, která odstartovala šíření *Eichhornia crassipes* (tokozelky nadmuté) v Louisianě (Šlégl 2000).

Možnosti **předpovídání biologických invazí pomocí predikčních modelů** shrnuje Křivánek (2006e). Podstata predikčních modelů spočívá v tom, že na základě dostupných informací o daném organismu hodnotí jeho možné budoucí dopady na biotu v oblasti, kde je nepůvodní a kam byl nebo bude introdukovan. Úspěšnost těchto modelů je však limitována řadou faktorů a jejich přesnost se u těch nejuspěšnějších pohybuje kolem 80 %. Příkladem predikčního modelu je model rizikovosti vybraných geograficky nepůvodních druhů publikovaný Weberem & Gutem (2004) – viz kap. 2. 4.

2. 3. Vliv invazních druhů na invadované ekosystémy

Mnoho konkrétních ilustrativních příkladů vlivu invazních druhů na ekosystémy v různých částech světa uvádějí např. Cox & Moore (2000), Hadač (1987), Henderson et al. (2006), Holden (2005), Huggett (2004), Opravil & Drchal (1987), Plesník & Roth (2004), Pyšek & Tichý (2001), Richardson (2001) a celá řada dalších autorů.

Podle Pergla (2008) je při posuzování impaktu zavlečených druhů důležité brát v úvahu, že vnímání jejich působení v nově obsazených územích je ovlivněno řadou faktorů. Rozdílné je vnímání různými zájmovými skupinami (zemědělci, ochranáři, myslivci apod.), dopady introdukcí se liší na různých stanovištích resp. v různých ekosystémech a navíc je proměnlivé v čase. Proměnlivost v čase vyplývá jednak z měnících se priorit společnosti, jednak ze samotného vývoje během invazního procesu, kdy původně „neškodný“ nebo dokonce „oblíbený“ druh začne být v důsledku nekontrolovaného šíření vnímán jako „obtížný“ a „nežádoucí“.

Z tohoto důvodu je zároveň velmi obtížné předem odhadnout případné budoucí problémy, které může způsobit nově zavlečený druh, a to i v případě, že zpočátku jsou dopady na nově osídlené území minimální (Lockwood et al. 2007, Pergl 2008). Přesto lze říci, že míra impaktu většiny zavlečených druhů je malá či zanedbatelná. Platí totiž, že pouze část zavlečených druhů se v novém areálu uchytí (naturalizuje), část z naturalizovaných druhů se stane invazními a jen některé invazní druhy mají výrazný či měřitelný impakt. Poměr mezi zavlečenými, naturalizovanými, invazními a nebezpečnými invazními druhy činí podle tzv. „Williamsonovo pravidlo deseti“ (Williamson 1996²² cit. in Křivánek 2006e) mezi sousedními kategoriemi zhruba 1 : 10.

I přes malé procento druhů, které způsobují v nově osídlených územích problémy, jsou celkové dopady invazních druhů na domácí ekosystémy i lidské aktivity mnohde obrovské.

²² Williamson, M. (1996): Biological invasions. Chapman & Hall, London, 224 s.

Vedle konfliktních ekologických vztahů s domácími druhy (konkurence, vytváření hybridů) mohou způsobovat významné změny podmínek prostředí i přímé konflikty s lidskými aktivitami.

Velmi častým důsledkem šíření invazních druhů je **konkurence domácím druhům**. Je to dáno tím, že vysoká konkurenceschopnost je jedním z předpokladů úspěšného šíření invazního druhu. Z mnoha příkladů uveďme např. šíření *Cinchona succirubra* (chinovníku červeného) na Galapágách, který byl v minulosti na toto souostroví dovezen za účelem obnovy vykáčeného lesa a dnes se intenzivně šíří na úkor domácí vegetace (Hůla 1997). *Actinidia chinensis* (aktinidie čínská) a vyšlechtěná *A. deliciosa* (a. lahodná) zase představují vážné nebezpečí pro domácí dřeviny na Novém Zélandu (Dawson & Lucas 2000), v severoamerických prériích ustupují domácí traviny evropskému druhu *Bromus tectorum* (Sádlo & Pyšek 2004) a v Austrálii je domácí *Acacia longifolia* vytlačována jihoafrickým keřem *Chrysanthemoides minilifera* (Pyšek & Tichý 2001). Ve střední Evropě patří mezi významné konkurenty domácí vegetaci např. *Acer negundo*, *Heracleum mantegazzianum*, *Helianthus tuberosus*, *Lupinus polyphyllus*, *Reynoutria sp.* či *Solidago sp.* (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Konkurence invazních druhů domácí flóře může mít i složitější podobu, např. odlákávání opylovačů, alelopatické působení aj. Podle Chittky & Hublanda (2001) jsou na nektar bohaté květy *Impatiens glandulifera* schopné odlákat až 50 % opylovačů, kteří za normálních podmínek opylují domácí *Stachys palustris*. Důsledkem je pak zhruba 25 % redukce semen *Stachys palustris*. Alelopatické působení bylo zjištěno např. u *Reynoutria sp.* (Šerá et al. 2008) či *Ailanthus altissima* (Křivánek 2007). V literatuře je často (avšak pravděpodobně nesprávně) zmiňováno také u *Robinia pseudacacia* (Trylč 2007, viz kap. 2. 4. 1.).

Příkladem **křížení s domácími druhy** jsou severoamerické topoly (zvláště *Populus × canadensis*), které se v Evropě kříží s topoly domácími, zejména s *Populus nigra*, který se ve své „čisté“ podobě vyskytuje na našem území již jen v několika stovkách exemplářů (blíže viz Benetka 1997). Křivánek et al. (2004) označují tento jev jako „genetické pirátství“ či „introgresivní hybridizace“ a jako další příklad uvádějí *Epilobium ciliatum*.

Změny podmínek prostředí vyvolané invazními druhy podrobně popisují Henderson et al. (2006) a uvádějí i řadu konkrétních příkladů. Tyto změny mohou mít nejrůznější podobu:

- nadměrná spotřeba vody
- změna světelných podmínek (zastínění)

- nadměrné zatížení prostředí dusíkem
- podpora požárů
- omezování požárů
- podpora eroze
- nadměrná akumulace opadu
- okyselování půdy kyselým opadem
- zasolování půdy aj.

Richardson et al. (2000) označují druhy, které takto mění charakter invadovaných ekosystémů, termínem **transformers** („přetvářeči“ nebo „měničiči“ ekologických podmínek). Při hodnocení těchto změn je však důležité mít na paměti, že podobné změny prostředí mohou svou přítomností vyvolávat také mnohé druhy původní.

Z invazních druhů na území České republiky vyvolává změny podmínek prostředí např. *Pinus strobus*, v jejichž porostech bývá nedostatek světla a hromadí se zde mohutná vrstva opadu jehličí. To vede k postupnému ústupu prakticky všech druhů bylinného i mechového patra. Největším problémem je šíření této dřeviny v geomorfologicky a krajinářsky ojedinělých územích pískovcových skalních měst, například v národním parku České Švýcarsko, kde zároveň dochází k narušování skalního podkladu jejími kořeny (Hadincová et al. 1997, Pyšek & Tichý 2001).

Zastiňování hladiny vodních toků, které vede k omezování a vytlačování vodní vegetace, je známo např. u *Acer negundo* (Křivánek 2006a). *Reynoutria sp.* jsou zase známé svou schopností narušovat stabilitu říčních břehů. Rostliny jsou svými velmi křehkými oddenky přizpůsobeny k šíření vodou, které probíhá právě pomocí odlamování částí oddenků. Díky svým mohutným oddenkovým systémům, sahajícím i do několikametrových hloubek, jsou konkurenčně natolik silné, že vytlačují travní drn a porosty vrb, které přirozeně zpevňují břehy. Nahromaděná biomasa křídlatek navíc při povodňových situacích může lokálně bránit plynulému průtoku vody (Křivánek 2004). Richardson et al. (2000) uvádějí, že erozi břehů vodních toků podporuje také *Impatiens glandulifera*.

Obohacování půdy dusíkem je známé např. u *Lupinus polyphyllus* (Kořínková et al. 2006c) či *Robinia pseudacacia* (Call 2002²³ cit. in Křivánek 2006d).

²³ Call, L. J. (2002): Analysis of intraspecific and interspecific interactions between the invasive exotic tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). Master Thesis in biology, Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA, 80 s.

Šíření invazních druhů vyvolává také přímé **konflikty s lidskými aktivitami**, jejichž konkrétní projevy jsou závislé na řadě faktorů a jejich vnímání je odlišné mezi různými zájmovými skupinami (viz výše). Invazní druhy se mohou stát nežádoucím plevelem (např. *Conyza canadensis*, *Galinsoga sp.* aj.), být hostiteli zemědělsky významných virů, škodlivého hmyzu a hlístů (*Galinsoga sp.*), narušovat svými kořeny základy budov a zdiva (*Ailanthus altissima*) nebo ohrožovat lidské zdraví pro svou jedovatost (*Ailanthus altissima*, *Lycium barbarum*, *Robinia pseudacacia*), agresivní pyl, který může u citlivějších jedinců působit jako alergen (*Ailanthus altissima*, *Ambrosia artemisiifolia*), pro obsah fotosenzibilních látek, které mohou ohrožovat lidskou pokožku (*Heracleum mantegazzianum*) apod. (Mlíkovský & Stýblo 2006). Mohou také komplikovat lodní dopravu nebo energetiku tím, že se zamotávají do lodních šroubů či turbín hydroelektráren – např. *Eichhornia crassipes* (tokozelka nadmutá) v Severní Americe (Opravil & Drchal 1987).

Příkladem **komplexního hodnocení negativních i pozitivních vlivů invazních druhů** je práce Zavalety (2000)²⁴ cit. in Pergl (2008), která provedla komplexní studii impaktu invazních druhů rodu *Tamarix* (tamaryšek) na jihozápadě USA. Tamaryšky významně ovlivňují využívání vody, zvyšují sedimentaci, mění morfologii toků a způsobují výrazné zasolení půdy. V ekonomickém hodnocení autorka zahrнула jak důsledky negativní (úbytek vody působící problémy v zemědělství, ztráty při výrobě energie, snížené možnosti rekreačního využití, zvýšené riziko záplav), tak pozitivní (snížená akumulace sedimentů v přehradách, pozitivní dopady na myslivost). Celkové ztráty vyčíslené jako ztráty ekosystémových služeb vyplývající z invaze tamaryšek v hodnoceném území byly pro budoucích 55 let odhadnuty na 7–16 mld. USD.

Pimentel et al. (2002)²⁵ cit. in Křivánek (2006e) odhadl celosvětové náklady spojené s působením invazních druhů na 1,4 bilionu USD/rok, tj. asi 5 % světového HDP. Vlastní investice do omezování biologických invazí jsou pak odhadovány na 180 miliard USD/rok.

Podobný odhad pro území ČR nebyl zatím proveden, ale podle Křivánka (2004, 2006e) činily pouze náklady na likvidaci invazních a nepůvodních dřevin mimo chráněná území z fondu Programu péče o krajinu v letech 1997–2002 celkem 6,6 mil. korun. Dalších 4,5 mil. korun bylo pouze v letech 2000–2003 investováno do kontroly borovice vejmutovky a modřínu opadavého v NP České Švýcarsko. Tato konkrétní čísla dokládají pouze část

²⁴ Zavaleta, E. (2000): Valuing ecosystem services lost to *Tamarix* invasion. In: Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. [eds.]: Invasive species in a changing world, Island Press, Washington DC: 261–300.

²⁵ Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C. O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. (2002): Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. In: Pimentel, D. [ed.]: Biological invasions: economic and environmental costs of alien plant, animal, and microbe species, CRC Press, Boca Raton, FL: 307–329.

z celkově poměrně značného objemu finančních prostředků věnovaných kontrole invazních druhů na území České republiky.

Katastrofické důsledky může mít jednostranná **závislost obyvatelstva na geograficky nepůvodních druzích**. Příkladem mohou být brambory, které v první polovině 19. století tvořily základní složku jídelníčku obyvatel Irska. V roce 1845 však postihla většinu úrody plíseň *Phytophthora infestans*, která se do Irska dostala z Ameriky. V dalších letech se situace ještě zhoršila a důsledkem byl hladomor, při němž zemřel nejméně milion lidí a dalších několik milionů lidí se vystěhovalo (Hadač 1987).

2. 4. Invazní neofyty na území České republiky

Základní údaje o invazních neofytech na území České republiky uvádí Pyšek et al. (2002) a Pyšek (2005). Z celkového počtu 4132 druhů (resp. taxonů) vyšších rostlin, které se na území České republiky vyskytují ve volné přírodě, je 1378 nepůvodních (tj. jedna třetina), z toho 332 archeofytů a 1046 neofytů. Kříženci a hybridní taxony představují 13,3 % z celkového počtu nepůvodních taxonů.

Podle stádia v invazním procesu (viz výše) je 891 taxonů považováno za přechodně zavlečené, 397 za naturalizované a 90 za invazní. Budeme-li brát v úvahu pouze neofyty, bude naturalizovaných druhů 160 a invazních 69. Z 69 invazních neofytů na území České republiky (viz tab. 1) jsou 4 druhy považovány za postinvazní (*Cytisus scoparius*, *Imperatoria ostruthium*, *Mimulus guttatus*, *Myrrhis odorata*).

Většina archeofytů pochází ze Středomoří, neofyty mají svůj původ převážně v ostatních částech Evropy (39,8 %), v Asii (27,6 %) a v Severní Americe (15,1 %). Zhruba 42,7 % nepůvodních taxonů bylo zavlečeno úmyslně, 49,9 % neúmyslně, na zavlečení zbývajících 7,4 % se podílely oba způsoby. Budeme-li takto hodnotit pouze neofyty, poměr bude posunut ve prospěch záměrných introdukcí (54,5 %).

Většina geograficky nepůvodních druhů (62,8 %) je vázána na antropogenní stanoviště, 26,2 % se vyskytuje jak na člověkem vytvořených, tak na přirozených či polopřirozených stanovištích a 11,0 % bylo zaznamenáno pouze na přirozených či polopřirozených stanovištích.

Za nebezpečné invazní druhy (tedy takové, které výraznějším způsobem poškozují vegetaci do níž pronikají a mohou tak působit ekonomické ztráty) považují Křivánek et al. (2004) celkem 31 taxonů (viz tab. 1). Autoři dále zdůrazňují, že nebezpečnost invazních

druhů se mění nejen podle typu biotopu, ale i v závislosti na konkrétních podmínkách lokality. Proto mezi nebezpečné invazní druhy zařazují mimo jiné také např. *Arrhenatherum elatius*, který je běžnou travinou našich luk, avšak nebezpečný se stává v neobhospodařovaných suchých trávnících, kde je přímou příčinou zániku mnoha cenných lokalit. Stejně druhy (s výjimkou druhu *Laburnum anagyroides*, který Pyšek et al. 2002 považují za naturalizovaný neofyt) uvádějí jako hlavní nebezpečné invazní druhy vyšších rostlin také Mlíkovský & Stýblo (2006).

Křivánek (2003) uvádí *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis* a *R. × bohemica* jako pět invazních druhů, které bývají na našem území obvykle považovány za nejnebezpečnější. Rejmánek & Richardson (1996) řadí *Acer negundo*, *Ailanthus altissima* a *Robinia pseudacacia* mezi 40 nejnebezpečnějších světových invazních dřevin.

Weber & Gut (2004) provedli zhodnocení celkem 240 geograficky nepůvodních druhů, které byly zavlečeny do střední Evropy. Zhodnocení prováděli podle vlastního predikčního modelu. Jednotlivé druhy hodnotili pomocí bodů, jejichž celkový součet vyjadřuje rizikovitost daného druhu. Údaje pro některé invazní neofyty jsou uvedeny v tab. 1.

V příloze č. 2 vyhlášky č. 482/2005 Sb. je uveden seznam invazních a expanzivních druhů vyšších rostlin, které narušují funkci ekosystémů a mohou způsobovat hospodářské škody. Na tyto druhy se nevztahují dotace související s pěstováním biomasy pro energetické účely. Jsou to: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Amaranthus sp. div.* (s výjimkou druhů pěstovaných pro potravinářské účely), *Amorpha fruticosa*, *Aster sp. div.* (severoamerické druhy), *Bunias orientalis*, *Calamagrostis arundinacea*, *Calamagrostis epigejos*, *Cytisus scoparius*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Inula helenium*, *Lupinus polyphyllus*, *Lycium barbarum*, *Oenothera sp. div.* (geograficky nepůvodní druhy), *Pinus strobus*, *Quercus rubra*, *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis*, *R. × bohemica*, *Rhus hirta*, *Robinia pseudacacia*, *Rudbeckia laciniata*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea*, *Telekia speciosa* a *Tanacetum vulgare*.

Pro srovnání lze využít i seznamy invazních druhů pro sousední Slovensko. Eliáš (2001c) uvádí seznam 18 nejvýznamnějších invazních druhů Slovenska: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Aster novi-belgii*, *Aster lanceolatus*, *Bunias orientalis*, *Echinocystis lobata*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Lycium barbarum*, *Robinia pseudacacia*, *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis*, *R. × bohemica*, *Rudbeckia laciniata*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*.

Cvachová & Gojdičová (2003) uvádějí seznam invazních a potenciálně invazních druhů rostlin na území Slovenska. Invazní rostliny dělí na neofyty a archeofyty, přičemž invazních neofytů uvádějí celkem 28 a oproti seznamu Eliáše (2001c) mezi ně navíc zařazují *Bidens frondosa*, *Conyza canadensis*, *Elodea canadensis*, *Erigeron annuus subsp. annuus*, *E. annuus subsp. septentrionalis*, *Galinsoga quadriradiata*, *G. parviflora* a *Veronica filiformis* a dále *Asclepias syriaca* a *Iva xanthiifolia*, které ovšem Pyšek et al. (2002) považují za neofyty naturalizované. *Reynoutria sachalinensis* naopak považují Cvachová & Gojdičová (2003) pouze za potenciálně invazní druh, podobně jako dalších zhruba 50 druhů a poddruhů.

Příloha č. 2 vyhlášky MŽP SR č. 24/2003 Z. z. uvádí seznam invazních druhů, které je majitel (správce, nájemce) pozemku povinný odstraňovat a starat se o pozemek tak, aby zamezil jejich opětovnému šíření. Jsou to: *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*, *R. × bohemica*, *R. sachalinensis*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*.

Tab. 1: Hodnocení nebezpečnosti invazních neofytů na území České republiky. Seznam zahrnuje invazní neofyty uváděné Pyškem et al. (2002) a nebezpečné invazní druhy uváděné Křivánkem et al. (2004).

druh	Status druhu podle Pyška et al. (2002)	Nebezpečné invazní druhy podle Křivánka et al. (2004)	Hlavní nebezpečné invazní druhy podle Milkovského & Štýbla (2006)	Hodnocení podle Webera & Guta (2004) ²⁶	Druhy, zařazené v příloze 2 vyhlášky č. 482/2005 Sb.	Druhy řazené mezi 5 nejnebezpečnějších na území ČR nebo mezi 40 nejnebezpečnějších invazních dřevin světa	Nejvýznamnější invazní druhy Slovenska podle Eliáše (2001c)	Druhy zařazené v příloze vyhlášky MŽP SR č. 24/2003 Z. z.
<i>Acer negundo</i>	invazní neofyt	ano	ano	33	ano	ano	ano	
<i>Ailanthus altissima</i>	invazní neofyt	ano	ano	39	ano	ano	ano	
<i>Amaranthus powellii</i>	invazní neofyt				ano			
<i>Amaranthus retroflexus</i>	invazní neofyt				ano			
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	invazní neofyt	ano	ano	23				
<i>Amorpha fruticosa</i>	invazní neofyt			27	ano			
<i>Angelica archangelica</i> <i>subsp. archangelica</i>	invazní neofyt							
<i>Arrhenatherum elatius</i> <i>subsp. elatius</i>	invazní neofyt	ano ²⁷	ano					
<i>Aster lanceolatus</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano		ano	
<i>Aster novi-belgii</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano		ano	
<i>Aster × salignus</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano			
<i>Aster versicolor</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano			
<i>Bidens frondosa</i>	invazní neofyt			35				
<i>Bunias orientalis</i>	invazní neofyt				ano		ano	
<i>Cannabis ruderalis</i>	invazní neofyt							
<i>Conyza canadensis</i>	invazní neofyt	ano	ano					
<i>Cuscuta campestris</i>	invazní neofyt							
<i>Cytisus scoparius</i>	postinvazní neofyt	ano	ano		ano			
<i>Digitalis purpurea</i>	invazní neofyt							
<i>Echinocystis lobata</i>	invazní neofyt						ano	
<i>Echinops sphaerocephalus</i>	invazní neofyt							
<i>Elodea canadensis</i>	invazní neofyt	ano	ano	33				
<i>Epilobium ciliatum</i>	invazní neofyt	ano	ano					
<i>Erigeron annuus</i>	invazní neofyt ²⁸			31				
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	invazní neofyt				ano			
<i>Galeobdolon argentatum</i>	invazní neofyt							
<i>Galinsoga ciliata</i>	invazní neofyt			26				
<i>Galinsoga parviflora</i>	invazní neofyt							
<i>Geranium pyrenaicum</i>	invazní neofyt							
<i>Helianthus tuberosus</i>	invazní neofyt	ano	ano	39	ano		ano	
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	invazní neofyt	ano	ano	35	ano	ano	ano	ano
<i>Impatiens glandulifera</i>	invazní neofyt	ano	ano	31	ano	ano	ano	ano
<i>Impatiens parviflora</i>	invazní neofyt	ano	ano	25			ano	

²⁶ Počet bodů vyjadřuje skóre dosažené v predikčním modelu rizikovosti uvedených autorů (3–20 = nízká rizikovost, 21–27 = střední rizikovost, 28–39 = vysoká rizikovost, vyjádřeno tučným textem). Pro bližší informace k tomuto predikčnímu modelu viz Křivánek (2006e).

²⁷ Pouze v některých biotopech (viz text).

²⁸ Jako invazní neofyt je klasifikován pouze poddruh *E. annuus* subsp. *septentrionalis*, zatímco poddruh *E. annuus* subsp. *annuus* je klasifikován jako naturalizovaný neofyt.

druh	Status druhu podle Pyška et al. (2002)	Nebezpečné invazní druhy podle Kivánka et al. (2004)	Hlavní nebezpečné invazní druhy podle Milkovského & Stýbla (2006)	Hodnocení podle Webera & Guta (2004)	Druhy, zařazené v příloze 2 vyhlášky č. 482/2005 Sb.	Druhy řazené mezi 5 nejnebezpečnějších na území ČR nebo mezi 40 nejnebezpečnějších invazních dřevin světa	Nejvýznamnější invazní druhy Slovenska podle Eliáše (2001c)	Druhy zařazené v příloze vyhlášky MŽP SR č. 24/2003 Z. z.
<i>Imperatoria ostruthium</i>	postinvazní neofyt							
<i>Juncus tenuis</i>	invazní neofyt							
<i>Kochia scoparia</i>	invazní neofyt							
<i>Laburnum anagyroides</i>	naturalizovaný neofyt	ano						
<i>Lupinus polyphyllus</i>	invazní neofyt	ano	ano	33	ano			
<i>Lycium barbarum</i>	invazní neofyt	ano	ano	22	ano		ano	
<i>Mahonia aquifolium</i>	invazní neofyt	ano	ano	27				
<i>Matricaria discoidea</i>	invazní neofyt							
<i>Mimulus guttatus</i>	postinvazní neofyt							
<i>Myrrhis odorata</i>	postinvazní neofyt							
<i>Oenothera biennis</i>	invazní neofyt			29	ano			
<i>Parthenocissus inserta</i>	invazní neofyt			32 ²⁹				
<i>Persicaria polystachya</i>	invazní neofyt							
<i>Physocarpus opulifolius</i>	invazní neofyt			25				
<i>Pinus strobus</i>	invazní neofyt	ano	ano	33	ano			
<i>Populus × canadensis</i>	invazní neofyt	ano	ano					
<i>Prunus serotina</i>	invazní neofyt	ano	ano	33				
<i>Quercus rubra</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano			
<i>Reynoutria × bohemica</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano	ano	ano	ano
<i>Reynoutria japonica</i>	invazní neofyt	ano	ano	39	ano	ano	ano	ano
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	invazní neofyt	ano	ano	39	ano	ano	ano	ano
<i>Rhus hirta</i>	invazní neofyt				ano			
<i>Robinia pseudacacia</i>	invazní neofyt	ano	ano	36	ano	ano	ano	
<i>Rudbeckia laciniata</i>	invazní neofyt	ano	ano	35	ano		ano	
<i>Rumex alpinus</i>	invazní neofyt	ano	ano					
<i>Rumex longifolius</i>	invazní neofyt			31				
<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	invazní neofyt							
<i>Sedum hispanicum</i>	invazní neofyt							
<i>Sisymbrium loeselii</i>	invazní neofyt							
<i>Solidago canadensis</i>	invazní neofyt	ano	ano	39	ano		ano	ano
<i>Solidago gigantea</i>	invazní neofyt	ano	ano	39	ano		ano	ano
<i>Symphoricarpos albus</i>	invazní neofyt							
<i>Syringa vulgaris</i>	invazní neofyt							
<i>Telekia speciosa</i>	invazní neofyt	ano	ano		ano			
<i>Veronica filiformis</i>	invazní neofyt	ano	ano	29				
<i>Veronica persica</i>	invazní neofyt							
<i>Virga strigosa</i>	invazní neofyt							

²⁹ Údaj je v práci Webera & Guta (2004) uveden pro *Parthenocissus quinquefolia*, není však uvedeno podle jaké nomenklatury. Lze ovšem předpokládat, že invazní potenciál *P. quinquefolia* a *P. inserta* nebude příliš odlišný.

2. 4. 1. Stručná charakteristika mapovaných druhů

Cílem této kapitoly je podat základní přehled o invazních neofytech, které byly mapovány v rámci terénního průzkumu (kritéria pro výběr mapovaných druhů jsou uvedena v kapitole 6. 1.). Zmíněny jsou pouze charakteristiky, které mají určitý význam pro účely této práce, tzn. zejména vymezení primárního areálu, okolnosti zavlečení, způsob šíření, ekologické nároky v primárním a sekundárním areálu, interakce s domácími druhy, možné změny prostředí, které mohou vyvolat apod. Některé základní informace o mapovaných invazních neofytech jsou pro přehlednost shrnuty v tab. 2.

Tab. 2: Seznam mapovaných invazních neofytů.

Latinský název	Český název	Doba květu	Výskyt v ČR (nadmořská výška)	První doložené zplanění na území dnešní ČR
<i>Acer negundo</i>	javor jasanolistý	III – IV	neuveďeno	1875
<i>Ailanthus altissima</i>	pajasan žláznatý	VI	neuveďeno	1874
<i>Conyza canadensis</i>	turanka kanadská	(VI) – VII – X	cca do 1200 m	1750
<i>Erigeron annuus</i>	turan roční	VI – IX	cca do 600 m ³⁰	neuveďeno
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	pěťour srstnatý	VI – X	cca do 1000 m	1901
<i>Galinsoga parviflora</i>	pěťour maloúborný	VI – X	do 850	1867
<i>Helianthus tuberosus</i>	slunečnice hlíznatá	VIII – X	170–550 m	1885
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	boľševník velkolepý	VI – IX	do 1272	1862
<i>Impatiens glandulifera</i>	netýkavka žláznatá	VIII – X	do 830 m	1896
<i>Impatiens parviflora</i>	netýkavka malokvětá	VI – IX	do 1330 m	1870
<i>Lupinus polyphyllus</i>	vlčí bob mnoholistý	VI – VIII	do 1180 m	1895
<i>Lycium barbarum</i>	kustovnice cizí	V – VIII	termofytikum, oreofytikum	1870
<i>Parthenocissus inserta</i>	loubinec popínavý	VI – VII	neuveďeno	1900
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	loubinec pětistý	VII – VIII	neuveďeno	neuveďeno ³¹
<i>Quercus rubra</i>	dub červený	V	do 610 m	neuveďeno
<i>Reynoutria japonica</i>	křídlatka japonská	VII – IX	cca do 900 m	1892
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	křídlatka sachalinská	VII – IX	cca do 760 m	1869
<i>Reynoutria × bohemica</i>	křídlatka česká	VII – IX ³²	neuveďeno	1942
<i>Robinia pseudacacia</i>	trnovník akát	V – VI	neuveďeno přesně ³³	1874
<i>Rudbeckia laciniata</i>	třapatka dřípátá	VII – IX	do 860 m	1859
<i>Solidago canadensis</i>	zlatobýl kanadský	VIII – IX	cca do 700 m	1838
<i>Solidago gigantea</i>	zlatobýl obrovský	VII – IX	cca do 835 m	1851

Zdroj: Údaje o době květu a nadmořské výšce, v níž se druh na území ČR vyskytuje, jsou převzaty ze souborného díla Květena ČR: Bělohlávková (2004), Holub (1997), Chrtek (1990), Chrtková (1995), Kirschner & Šída (2004), Koblížek (1990, 1997a, b, c), Skalická (2000), Slavík (1997, 2004a, b), Šída (2004a, b), Tomšovic & Bělohlávková (1995). Údaje o prvním doloženém zplanění na území dnešní ČR jsou převzaty podle Pyška et al. (2002).

³⁰ Platí pro poddruh *E. a. septentrionalis*.

³¹ Koblížek (1997b) uvádí první introdukci na území ČR v roce 1835.

³² Údaj podle Kubáta et al. (2002), Chrtek (1990) údaj o době květu neuvádí.

³³ V termofytiku uváděn velmi častý výskyt, v mezofytiku méně častý, v oreofytiku pouze ojediněle.

Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*)

Dvouletá až vytrvalá bylina. Pochází z oblasti západního Kavkazu, kde roste ve středním horském stupni, zejména na okrajích horských lesů, v horských nivách a podél vodních toků. Na našem území byl zpočátku pěstován, v současnosti jsou jeho populace na člověku zcela nezávislé a druh se šíří zejména podél vodních toků, silnic a železnic. Vedle těchto stanovišť bývá často zaznamenáván také v lesních lemech, na vlhkých loukách, na vlhčích rumištích a zbořeništích, na lesních světlinách apod. (Holub 1997, Mandák 2006a). Jedná se o velmi agresivní invazní druh, který podstatně mění (převážně ochuzuje) druhové složení nově obsazených rostlinných společenstev, ze kterých vytlačuje řadu druhů, které mu nejsou schopny konkurovat, a které nejsou schopné tolerovat zastínění tímto druhem (Pyšek & Pyšek 1995³⁴ cit. in Mandák 2006a).

Dub červený (*Quercus rubra*)

Opadavý strom. Pochází z východní části Severní Ameriky (od Nového Skotska, Minnessoty a Kansasu na jih po Texas a Floridu). Ve svém primárním areálu se vyskytuje na rozmanitých stanovištích s optimem výskytu na minerálně bohatých, písčitých až jílovitých půdách. Tyto půdy preferuje i ve svém sekundárním areálu na našem území. V omezené míře snáší i krátkodobé zaplavení. Optimum jeho výskytu je od nížin do nadmořských výšek kolem 500 m. Na našem území se jedná o invazní dřevinu, která svým růstem předčí domácí duby a šíří se zvláště do přirozených porostů (Koblížek 1990). I přes své invazní chování bývá někdy doporučován jako vhodná dřevina do břehových a doprovodných porostů při revitalizacích říčních toků a do lužních lesů. Využívá se také pro rekultivace narušených ploch apod. (Kender 2000).

Javor jasanolistý (*Acer negundo*)

Opadavý strom. Primární areál zahrnuje mírné pásmo východní a střední části Severní Ameriky, kde roste především v aluviálních lesích, na podmáčených stanovištích a v záplavových oblastech, včetně břehů vodních toků a okrajů jezer či rašelinišť. Podobné biotopy obsazuje také ve střední Evropě, zejména v teplejších oblastech s vysokou hladinou podzemní vody. V posledních desetiletích se šíří i na rudérálních stanovištích (nádraží, rumiště, sklady, dvory apod.), více než dvě třetiny známých lokalit se však nachází v polopřirozených a přirozených biotopech. Populace je v současné době v invazní fázi, plně

³⁴ Pyšek, P. & Pyšek, A. (1995): Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech republic. *Journal of Vegetation Science*, 6: 711–718.

přizpůsobená podmínkám střední Evropy. Zřejmě největší problém představuje právě v břehové vegetaci vodních toků, kde dochází k zastínění vodní hladiny a k následnému omezování vodních rostlin. Vodní toky jsou zároveň hlavním vektorem šíření jeho semen. (Koblížek 1997a, Křivánek 2006a). Podle Hrázského & Mihulky (2008) patří mezi hlavní vlastnosti, které podporují invazibilitu tohoto druhu především dostatečná produkce životaschopných a dobře šířitelných semen (klíčivost 91 %), schopnost plodit v nízkém věku (i jedinci mladší 15ti let), schopnost vegetativního šíření kořenovými výmladky, schopnost zakořenění částí zlomených větví, rychlý růst a kumulace biomasy aj. Vzhledem k těmto vlastnostem i vzhledem k dynamice jeho dosavadního šíření předpokládají autoři další masivní šíření tohoto druhu.

Křídlatka (*Reynoutria* sp.)

Vytrvalé byliny. Rod křídlatka je na našem území zastoupen dvěma druhy a jejich mezidruhovým křížencem. Primární areál **křídlatky japonské** (*R. japonica*) zahrnuje Japonsko a podle některých autorů (např. Chrtek 1990) také Korejský poloostrov, Čínu a Taiwan. V Japonsku obsazuje široké spektrum stanovišť – ruderalní stanoviště, břehová vegetace vodních toků, vychládající lávová pole v alpínských polohách apod. (Beerling et al. 1994). Na území ČR se šíří zejména na synantropních stanovištích, podél vodních toků a komunikací (Mandák et al. 2004). Podle Chrtka (1990) dává přednost kyselým substrátům.

Primární areál **křídlatky sachalinské** (*R. sachalinesis*) zahrnuje ostrovy Hokkaidó, Honšú, Ullung-do (mezi Japonskem a Koreou) a poloostrov Sachalin. Ve své domovině osidluje většinou erodované břehy potoků a řek v nižších polohách, kde tvoří téměř neproniknutelné porosty. Také na našem území se vyskytuje zejména podél vodních toků, vzácněji na synantropních stanovištích (Mandák 2006c).

Křídlatka česká (*R. × bohemica*) je mezidruhovým křížencem obou výše uvedených druhů. Přestože se tento kříženec vyskytuje i ve svém primárním areálu (nedávno popsán pod duplicitním názvem *R. × mizushima* Yokouchi.), jedinci na našem území vznikli pravděpodobně hybridizací v rámci areálu sekundárního.

Všechny tři taxony jsou často pěstovány v zahradách a parcích, odkud zplaňují do volné krajiny a pronikají i do přirozené vegetace (Mandák et al. 2004). Šíření na našem území probíhá prakticky výhradně vegetativně, regenerací z úlomků oddenků, přičemž tato regenerační schopnost je velmi vysoká (Mandák 2006b). Konkurenční dopad na původní vegetaci je alarmující. Porosty křídlatek jsou schopné vytlačit prakticky všechny domácí druhy a velkou hrozbu představují především v říčních nivách a břehové vegetaci (Mandák

2006b, Křivánek 2004). Konkurenceschopnost křídlatek zvyšuje také tvorba specifických sekundárních metabolitů, které mohou ovlivňovat klíčení a růst ostatních druhů – tzn. alelopatie (Šerá et al. 2008). Nejrychleji se v současné době šíří křídlatka česká, která je zároveň konkurenčně nejsilnější a z lokalit společného výskytu vytlačuje dokonce oba rodičovské druhy (Chrtek 1990, Mandák et al. 2004). Naopak relativně nejméně invazní je křídlatka sachalinská (Mandák 2006c).

Kustovnice cizí (*Lycium barbarum*)

Opadavý keř. Za původní areál bývá většinou považována jihovýchodní Evropa a středozemní část Malé Asie (Skalická 2000). Podle některých autorů, např. Pojarkova (1950)³⁵ cit. in Skalická (2000) však leží původní areál v Číně. Na našem území se vyskytuje převážně na suchých, živinami bohatých, zásaditých a lehkých půdách s optimem růstu v nížinách a pahorkatinách. Dobře snáší městské prostředí, je odolná vůči mrazu a exhalacím (Skalická 2000). Podle Bučka (2006) ohrožuje invaze tohoto druhu existenci vzácné mandloně nízké (*Prunus tenella*) na většině jejích zbývajících lokalit na Jižní Moravě.

Loubinec popínavý (*Parthenocissus inserta*)

Opadavá dřevitá liána. Pochází ze Severní Ameriky. Primární areál se táhne z jihovýchodní Kanady (Nová Anglie) po Texas a Colorado. Ve starší literatuře bývá často slučován nebo zaměňován s **loubincem pětilistým** (*P. quinquefolia*)³⁶, od něhož se liší absencí přísavných destiček a zelenými větvemi (l. pětilistý má větve načervenalé). Při mapování v této práci nebyly uvedené dva druhy rozlišovány. Na našem území proniká do člověkem pozměněných i přirozených porostů, zejména do společenstev lužních lesů, mokřadních porostů, příbřežních křovin, vodních a bažinných společenstev a vlhčích trávníků (Křivánek 2006c). Převažujícím způsobem šíření je endozoochorie (Koblížek, 1997b).

Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*)

Jednoletá bylina. Primární areál druhu zahrnuje západní Sibiř, západní Mongolsko a západní Himálaj, kde roste zejména na vlhčích a stinných místech v okolí vodních toků, ve stržích a na kamenitých horských svazích. Na našem území osidluje zejména břehy vodních toků, lesy a jejich lemy, rokle, příkopy, křoviny, zahrady, parky, železniční násypy apod. Je schopna

³⁵ Pojarkova, A. (2000): Species generis *Lycium* L. fructibus rubris, ex Asia media et China. Bot. Mater. Gerb. Bot. Inst. Acad. Nauk SSSR, 3: 238–278.

³⁶ Koblížek (1997b) označuje *Parthenocissus inserta* (v pojetí Kubáta et al. 2002) názvem *P. quinquefolia* a *P. quinquefolia* (v pojetí Kubáta et al. 2002) názvem *P. pubescens*.

pronikat i do přirozené vegetace. V podrostu se často stává zcela dominantním (často jediným) druhem a redukuje tak populace ostatních druhů bylinného patra na minimum.

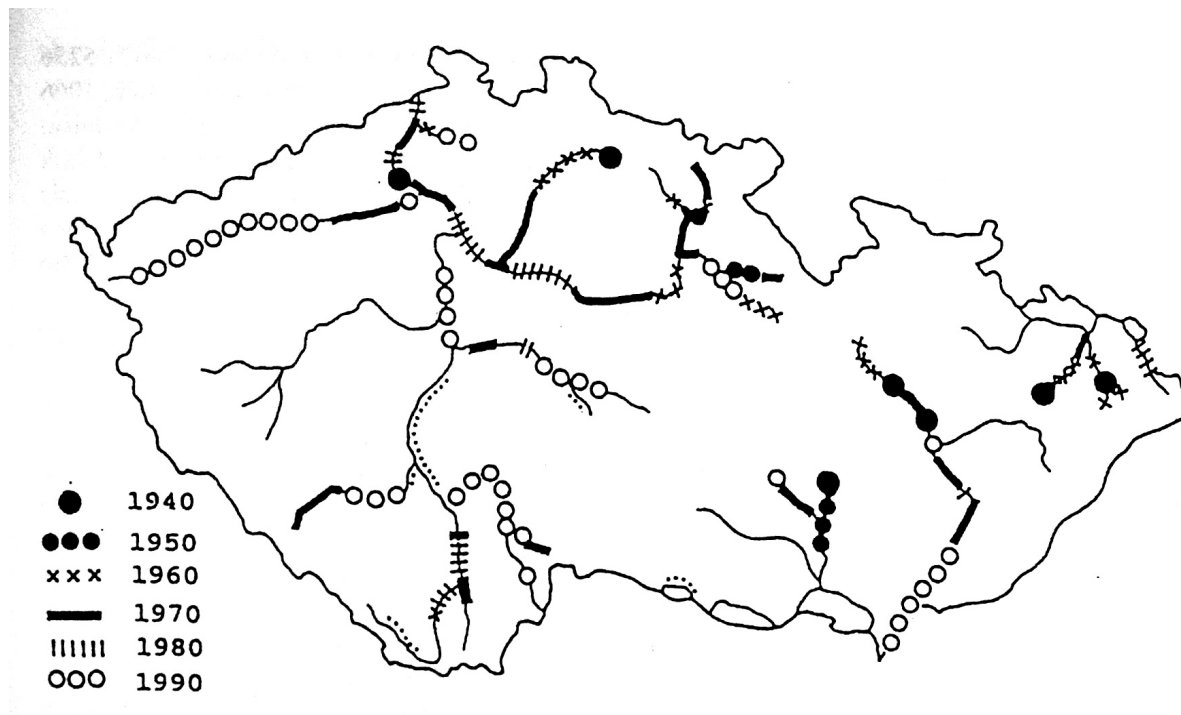
Na kratší vzdálenosti se šíří pomocí vystřelování semen (autochorie) a s pomocí přenosu semen mravenci (myrmekochorie). Na delší vzdálenosti je významné šíření vodními toky (hydrochorie) a dopravními prostředky silniční, železniční i říční dopravy (Slavík 1997). Mrkos (1950)³⁷ cit. in Mandák & Sádlo (2006) zmiňuje také anemochorii, zvláště při větrných smrštích.

Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*)

Jednoletá bylina. Pochází ze západní části Himálaje, kde roste především podél vodních toků a na okrajích lesů. Na našem území se šíří velmi intenzivně a díky mohutnému vzrůstu je konkurenčně velmi silná. Šíří se pomocí semen, která jsou vystřelována z pukajících tobolek (autochorie), pomocí ptáků (zoochorie) a na delší vzdálenosti jsou splavována vodními toky (hydrochorie). Semena sice ve vodě neplavou, ale mohou být unášena vodním proudem spolu se zrnky písku či jiných plavenin a při vyšších vodních stavech se dostávají na zaplavovaná stanoviště. Nejčastěji se druh vyskytuje právě na březích řek, méně často také potoků a rybníků. Výskyt je zaznamenáván i na dalších stanovištích (rumiště, zahrady apod.). Vyžaduje poměrně vlhká a živinami bohatá stanoviště (Slavík 1997). Podle Richardsona et al. (2000) podporuje erozi břehů. Podle Hejdy & Pyška (2006) tento druh nepředstavuje vážný problém pro biodiverzitu rostlinných společenstev v břehové vegetaci. Výsledky výzkumu břehové vegetace šesti řek v ČR ukázaly, že v porostech, kde tento druh dominuje, sice dochází ke snížení pokryvnosti ostatních druhů, avšak nikoliv k jejich úplnému vymizení. Hulme & Bremner (2006) uvádí, že přítomnost *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci snižuje druhovou pestrost zhruba o 25 %, avšak její případné odstraňování vede k podpoře jiných invazních nebo ruderalních druhů.

Postup šíření *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci významnějších řek na území České republiky shrnují Pyšek & Prach (1995) – viz obr. 2. Mapa shrnuje vývoj v letech 1940–1990, přičemž autoři předpokládají, že do roku 2025 obsadí druh břehovou vegetaci všech významnějších vodních toků na území České republiky. Správnost tohoto předpokladu dokládají i výsledky této práce (zejména rozšíření na Berounce a Bečvě – viz kap. 7).

³⁷ Mrkos, O. (1950): Biologie netýkavky malokvěté. In: Přírodní Vědy ve Škole, 1: 260–278.



Obr. 2: Rekonstrukce postupného šíření druhu *Impatiens glandulifera* podél větších řek v České republice (podle Pyška & Pracha 1995).

Pozn.: Uvažovány byly části toků s dlouhodobým průtokem alespoň 5 m³/s. Větší přehrady, kde má druh omezené možnosti šíření diaspor, jsou vyznačeny tečkovaním.

Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*)

Opadavý strom. Primární areál zahrnuje oblasti opadavých listnatých lesů v severovýchodní a východní Číně, kde proniká až do nadmořských výšek kolem 1000 m. Na území ČR je jeho výskyt omezen na oblasti s průměrnou teplotou nad 8 °C, tzn. přibližně do nadmořské výšky kolem 350 m. Zplaňuje zejména v okolí sídel, ale i ve volné krajině. Jeho semena sice brzy ztrácejí klíčivost, ale jsou dobře přizpůsobena k šíření na velké vzdálenosti vodou i větrem. Druh také vyniká schopností šířit se pomocí kořenových a pařezových výmladků. Podle Mergena (1959)³⁸ cit. in Křivánek (2007) je schopen alelopacie, čímž omezuje růst a klíčení okolní vegetace. Hlavní alelopatickou látkou je kvasinoidní ailanthon, který se uvolňuje vyluhováním z listového opadu nebo přímým obohacováním půdy pomocí kořenového systému. Svým rychlým a agresivním růstem vytlačuje dokonce i jinak silně invazivní trnovník akát (Call 2002³⁹ cit. in Křivánek 2006b). Při kontaktu s lidskou kůží působí u citlivějších

³⁸ Mergen (1959): A toxic principle in the leaves of *Ailanthus*. In: Botanical Gazette, 121: 32–36.

³⁹ Call, L. J. (2002): Analysis of intraspecific and interspecific interactions between the invasive exotic tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). Master Thesis in biology, Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA, 80 s.

jedinců kožní záněty, zároveň je silným alergenem. Celá rostlina, zejména semena a kůra, je pro člověka slabě jedovatá (Křivánek 2007).

Pěťour malolubný (*Galinsoga parviflora*)

Jednoletá bylina. Pochází z andské části Jižní Ameriky, kde se vyskytuje zejména na periodicky zaplavovaných půdách náplavů vodních toků, a to od nejnižších poloh až do nadmořských výšek kolem 3600 m. Jedná se o světlomilný a nitrofilní druh, který na našem území obsazuje zejména pole, úhory, zahrady, vinice, rumiště, komposty, železniční násypy a kolejiště, lidská sídla (zejména stavební proluky a developerské louky). Výskyt je převážně omezen na biotopy ovlivněné lidskou činností, z přirozených biotopů proniká obvykle pouze do říčních náplavů. Chybí v horských oblastech. Velmi podobná charakteristika platí také pro příbuzný **pěťour srstnatý** (*Galinsoga quadriradiata*), jehož šíření se v posledních desetiletích značně zrychluje a druh se zdá být v porovnání s p. malolubným konkurenceschopnější. Při rozšiřování obou druhů se uplatňuje anemochorie, epizoochorie a ve značné míře také antropochorie (Slavík 2004a).

Slunečnice hlíznatá (*Helianthus tuberosus*)

Vytrvalá bylina. Pochází ze Severní Ameriky (střední a východní část USA a jih Kanady), kde se původně vyskytovala na zamokřených půdách a zpustlých stanovištích (Cronquist 1980⁴⁰ cit. in Sádlo & Mandák 2006b). V minulosti byla na našem území velmi často pěstována, současné populace jsou však již na člověku zcela nezávislé a šíří se jak na synantropních, tak na přirozených stanovištích. Intenzivně se šíří zejména podél vodních toků, využívá hlavně zoochorii a antropochorii. Na území ČR byla zaznamenána v nadmořských výškách od 170 do 550 m (Kirschner, Šída 2004). Vzhledem k tomu, že druh na našem území zatím zdaleka nevyužil svou potenciální ekologickou niku, dá se předpokládat jeho další šíření. Již dnes mnohde vytváří rozsáhlé a neprostupné porosty, zejména díky vysoké konkurenční síle a schopnosti šíření pomocí kořenových hlíz (Kořínková et al. 2006b).

Trnovník akát (*Robinia pseudacacia*)

Opadavý strom. Primární areál zahrnuje střední a východní část Severní Ameriky, kde převažuje ve smíšených listnatých lesích, hlavně v rozvolněných porostech, kde si svou dominanci zajišťuje především odnožováním. Obecně se chová jako pionýrská dřevina

⁴⁰ Cronquist, A. (1980): Vascular Flora of the Southeastern United States. Vol. 1, Asteraceae. The University of North Carolina Press. Chapel Hill.

(Rejmánek & Richardson 1996, Křivánek 2006d). Na našem území proniká zejména do lesů, břehových porostů, trávníků a na skalní plošiny (Veselý 2003⁴¹ cit. in Křivánek 2006d). Má širokou ekologickou valenci, snáší půdy bohaté i chudé, suché i vlhčí. Preferuje písčité a hlinité substráty s optimem do nadmořských výšek kolem 500 m. Proniká do porostů člověkem zcela změněných i přirozených. Na svých kořenech vytváří hlízy s hlízkovitými bakteriemi, které jsou schopné fixovat vzdušný dusík. Tím výrazně obohacuje zejména chudší stanoviště a mění tak druhovou skladbu vegetace. Je schopen fixovat až 30 kg vzdušného dusíku na 1 ha za rok (Call 2002⁴² cit. in Křivánek 2006d). Podle Chrtkové (1995) uvolňují hydrolyzáty listů do půdy fenolkarboxylové kyseliny (např. kyselinu syringovou) a zamezují tak klíčení řady druhů bylinného patra. Allelopatické působení trnovníku akátu zmiňuje také Křivánek (2006d) a další autoři. Podle Trylče (2007) však v literatuře hojně zmiňovaná hypotéza o vylučování toxických látek do půdy, které blokují klíčivost semen jiných rostlin, nebyla nikdy experimentálně ověřena. Svobodová (1952) a Frantík (1985) ji dokonce svými pokusy vyvracejí. Podle Trylče (2007) se více autorů shoduje v tom, že mechanismus kvalitativní změny druhového složení rostlin v podrostu akátu pravděpodobně spočívá v souhrnném působení změn několika různých faktorů, jako jsou obsah živin, vlhkost či světelné podmínky.

Třapatka dřípatá (*Rudbeckia laciniata*)

Vytrvalá bylina. Primární areál v Severní Americe zahrnuje severovýchodní Kanadu, východní a střední části USA, kde roste v břehové vegetaci vodních toků a na dalších vlhkých stanovištích od nížin do hor. Také na našem území obsazuje břehy vodních toků, vodních nádrží a rybníků, vlhké louky, příkopy podél komunikací (silnic i železnic), okraje lesů, rumišť, skládky apod. Přednostně roste na dobře provzdušněných půdách a narušených biotopech v blízkosti tekoucích vod. Vyskytuje se ve středních polohách, kde nepřesahuje nadmořskou výšku 700 m. Záznamy pocházejí z několika oblastí – zejména horní Lužnice, Frýdlantsko, údolí Divoké Orlice a severní Morava. Šíří se jak semeny, tak oddenky (Bělohávková 2004). Podle Kořínkové et al. (2006d) je třapatka dřípatá silně invazním druhem a její populace jsou konkurenčně velmi zdatné. Přesto není tak nebezpečná jako jiné invazní neofyty, neboť nevytváří zcela uzavřené porosty, má poměrně omezený výběr

⁴¹ Veselý, M. (2003): Příspěvek k poznání historie introdukce lesních dřevin a jejich významu pro lesní hospodářství. In: Nepůvodní dřeviny a invazní rostliny (sborník přednášek z celostátního semináře, Žlutice, září 2003). Moldau Press, Praha: 49–62.

⁴² Call, L. J. (2002): Analysis of intraspecific and interspecific interactions between the invasive exotic tree-of-heaven (*Ailanthus altissima*) and the native black locust (*Robinia pseudoacacia*). Master Thesis in biology, Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA, 80 s.

stanovišť (šíří se pouze podél vodních toků v chladnějších oblastech) a etapu prudkého šíření na vhodná stanoviště již druh zřejmě prodělal, v současné době se na nová stanoviště šíří pouze výjimečně (např. v souvislosti s velkými povodněmi).

Turan roční (*Erigeron annuus*)

Jednoletá (ozimá) bylina. Pochází ze Severní Ameriky, pravděpodobně ze severovýchodní části USA a jihovýchodní Kanady, kde roste v suchých lesích, na pasekách, skalnatých místech, v prériích, na loukách, pastvinách, jako plevel na polích, v zahradách či podél silnic a železnic (Jehlík 1998). K šíření využívá především anemochorii (Šída 2004a). Ve střední Evropě vyhledává podobná stanoviště, převážně se však jedná o stanoviště narušená a ovlivněná lidskou činností. Břehy řek patří ve střední Evropě mezi stanoviště typická (Jehlík 1998, Pyšek et al. 2002). V současné době je druh zřejmě blízko vrcholu své invaze a postupně zdomácňuje. Je možné, že tvorba velkých populací je jen krátkodobý efekt a druh se postupně bude začleňovat do naší ruderální i přirozené vegetace (Kochánková et al. 2006). Pyšek et al. (2002) považují za invazní neofyt pouze poddruh turan roční severní (*Erigeron annuus* subsp. *septentrionalis*), zatímco poddruh turan roční pravý (*Erigeron annuus* subsp. *annuus*), považují za naturalizovaný neofyt. Při mapování nebyly tyto poddruhy rozlišovány.

Turanka kanadská (*Conyza canadensis*)

Jednoletá (ozimá) bylina. Primární areál zahrnuje území jižní Kanady a USA, kde druh obsazuje převážně narušená místa, pole a volná prostranství (Kořínková et al. 2006a). Také u nás druh rychle kolonizuje především otevřená a narušená stanoviště, zejména rumišťe, intravilány obcí, násypy železničních tratí, okraje cest, pole, zahrady, štěrkové navážky, pískovny apod. (Šída 2004b). Rozšiřuje se výhradně semeny, která se šíří na velké vzdálenosti větrem nebo vodou. Semena si zachovávají klíčivost řadu let a největší jedinci jich mohou vyprodukovat až 250 000 kusů (Kořínková et al. 2006a).

Vlčí bob mnoholistý (*Lupinus polyphyllus*)

Vytrvalá bylina. Pochází ze západní části USA, kde roste zejména na březích potoků, na loukách a ve vlhkých lesích od pobřeží do hor. Na našem území se vyskytuje zejména na mýtinách, na okrajích cest a lesů, v lesních světlínách a podél železnic. Souvislé velkoplošné populace byly nalezeny na střelnicích a tankodromech některých současných nebo bývalých vojenských újezdů. Pravidelné sečení trávníků druh omezuje a časem hubí. Jedná se o

výrazně světlomilný druh, který snáší i chladnější polohy. Roste na kyselých až neutrálních půdách, na bazických substrátech naopak chybí (Kořínková et al. 2006c).

Vlivy druhu na rostlinná společenstva shrnuje Vacátková (2008). Je známo, že druhy rodu *Lupinus* obohacují půdu o dusíkaté sloučeniny. Tím dochází ke změnám v charakteru společenstva. Druhy tohoto rodu mohou také působit prostřednictvím alkaloidů, které zabraňují klíčení semen jiných rostlin.

Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a **zlatobýl obrovský** (*S. gigantea*)

Vytrvalé byliny. Oba druhy pocházejí ze Severní Ameriky. Primární areál **zlatobýlu kanadského** se táhne od Aljašky a Labradoru až po Mexiko a Floridu, s těžištěm ve východní a centrální části Kanady, kde obsazuje zejména mýtiny, pole, louky a okraje cest. Na našem území obsazuje poloruderální stanoviště v lidských sídlech, rumišť, zahrady, okraje komunikací (silnic i železnic), sušší břehy řek, úhory apod. Nejhojnější je v severní části území ČR a na Plzeňsku, chybí naopak ve vyšších nadmořských výškách (max. zaznamenaný výskyt cca kolem 700 m). Na rozdíl od většiny ostatních invazních neofytů je poměrně málo náročný na živiny a je dosti odolný vůči suchu, proto není tak silně vázán na okolí vodních toků a na vlhké humózní rumištní biotopy. Obsazuje především ruderální nebo ruderálně ovlivněná, mírně nitrofilní stanoviště a snadno proniká do přirozené vegetace. Primární areál **zlatobýlu obrovského** zahrnuje společenstva přirozených prérií a otevřených lesíků jižní Kanady a větší části USA. V porovnání se z. kanadským je vlhkomilnější a náročnější na živiny. Zatímco z. kanadský se šíří především podél železnic (méně podél vodních toků), z. obrovský se šíří zejména podél vodních toků a šíření podél železnic je prakticky bezvýznamné. K šíření využívají oba druhy převážně anemochorii. (Slavík 2004b, Kořínková et al. 2006e, f).

3. Údolní nivy jako specifické prostředí

Vodní toky představují typický příklad biokoridoru a vektoru, podél něhož dochází k rychlému přenosu živin a šíření organismů v krajině (Vrhovšek & Korže 2008). Významem řek z krajinně-ekologického hlediska se podrobně zabývá Malanson (1995). Prostor, který řeky obklopuje, považuje za unikátní, a to především z důvodů vzájemného prolínání a oboustranného ovlivňování vodního a suchozemského prostředí. Díky tomu má toto území charakter ekotonového pásma a autor pro něj používá pojem „riparian landscape“, tedy „**poříční krajina**“. I přes toto pojmenování však autor nepovažuje úzký říční koridor a území, které ho obklopuje, za samostatnou krajinu. Uvědomuje si však heterogenitu tohoto prostoru, díky níž je toto území složeno z různých krajinných prvků.

Z pojetí Malansona vychází „Olomoucká škola krajinné ekologie“ (Štěrba 1997, 2003), která rozvíjí dvě základní teorie: teorii říční krajiny a teorii říčního ekologického kontinua. Území podél řek zde již není chápáno jen jako pouhá součást okolní krajiny, ale jako krajina zcela samostatná, která je označována jako **říční krajina**.

Důležitým specifickým rysem říční krajiny v tomto pojetí je její lineární charakter. Ten zároveň předurčuje podélné vymezení říční krajiny (tj. od pramene řeky k jejímu ústí). Olomoucká škola si však všímá i dalších dvou rozměrů říční krajiny – příčného a vertikálního. V příčném rozměru je krajina vymezena říčními terasami, které byly utvořeny během holocénu, ve vertikálním směru je do říční krajiny zahrnován také prostor pod a nad vlastním korytem, neboť oba prostory jsou řekou rovněž bezprostředně ovlivňovány.

Podélný, příčný a vertikální rozměr říční krajiny určuje také základní gradienty v říční krajině. Podél nich se postupně mění ekologické podmínky prostředí, což se odráží především ve složení bioty. Nejvýraznější bývá samozřejmě gradient podélný, označovaný také jako „velký“. Směrem od pramene k ústí se mění jednak klimatické podmínky (především v závislosti na nadmořské výšce), ale také geomorfologické procesy, které se uplatňují při utváření georeliéfu (strmá říční údolí na horním toku × ploché nivy na dolním toku). Podél tzv. „malých“ gradientů (příčného a vertikálního) dochází především ke změnám vlhkostních podmínek.

Velmi důležitým aspektem je také zohlednění časového hlediska, které mimo jiné spoluumožňuje vysvětlit vysokou míru biodiverzity říčních krajin. Časové hledisko je zohledněno také v **teorii říčního ekologického kontinua**, jejíž podstata spočívá v chápání říční krajiny jako jediného vzájemně provázaného funkčního celku. Narušení tohoto kontinua

je v současné době příčinou mnohých problémů říčních krajín po celém světě, a proto je právě obnově ekologického kontinua říční krajiny věnována stále větší pozornost.

Území podél vodního toku, které je bezprostředně ovlivňováno jeho činností, zejména v podobě pravidelných záplav, se nazývá **údolní niva**. Ložek (2003) definuje údolní nivu jako ploché dno údolí, jehož stavbu, vegetaci i faunu utváří a ovlivňuje činnost vodního toku. Vymezením údolní nivy se podrobně zabývají Křížek et al. (2006). Přesné vymezení prostoru údolních niv je v jednotlivých fyzickogeografických disciplínách různé, navíc vedle fyzickogeografických faktorů se při utváření říčních niv výrazně uplatňuje antropogenní činnost, která přesné vymezení údolních niv dále komplikuje.

Za nejjednoznačnější považují Křížek et al. (2006) vymezení údolních niv z geomorfologického hlediska, tedy jako území tvořené korytem vodního toku a akumulací rovinou budovanou fluvialními nezpevněnými sedimenty podél vodního toku, která je od okolního reliéfu z každé strany oddělena hranou, na níž dochází k víceméně nápadné změně sklonu. Tato podmínka však nemusí být vždy splněna a zejména u nížinatých toků nemusí být uvedena hrana vůbec patrná (viz např. mnohé úseky středního Labe).

Vedle uvedené geomorfologické definice, která klade důraz na genezi a morfologii reliéfu, lze údolní nivu vymezit také z pohledu kvartérní geologie (důraz na genezi a geologickou stavbu), hydrogeologie (trvalé podpovrchové zvodnění, průlinová propustnost, hloubka hladiny podzemní vody v korelaci s hladinou vodního toku), pedologie (hydromorfnní půdy na kvartérních sedimentech – fluvizemě, glejové půdy), hydrologie (pravidelně zaplavované území), biologie a ekologie (charakteristické nivní ekosystémy a společenstva jako jsou aluviální louky, lužní lesy, břehové porosty, mokřady, rákosiny apod.), geobotaniky (potenciální vegetace luhů a olšin vázaná na specifické půdní a hydrologické podmínky), krajinné ekologie (biokoridor a ekologicky významný krajinný segment), ale také např. z hlediska archeologie a dalších oborů (Křížek et al. 2006, Lipský 2002).

S pojmem údolní niva pracuje také Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Podle § 3 tohoto zákona jsou všechny údolní nivy zařazeny do kategorie významný krajinný prvek. Samotný pojem údolní niva však není v tomto zákoně definován. Snahou o řešení tohoto nedostatku bylo vydání Sdělení legislativního odboru MŽP ČR o výkladu pojmu údolní niva (§ 3, písm. b) zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Definice podle tohoto zákona však zužuje vymezení údolní nivy na biologické hodnocení typických přirozených a přírodě blízkých nivních společenstev. Za údolní nivu nejsou podle tohoto výkladu považovány její části, které ztratily svůj přirozený charakter v důsledku terénních

úprav, zástavby či jiných technických zásahů. Důsledky tohoto vymezení údolní nivy se podrobněji zabývá Lipský (2002).

Zajímavé je pojetí Machara (2001), který zejména pro účely komplexní ochrany přírody navrhuje pracovat s pojmem „**ekologický nivní fenomén**“. Toto pojetí, na rozdíl od běžně používaného statického vymezení, vystihuje podstatu „sukcesně pohyblivého“ prostoru údolní nivy s její dynamickou ekologickou stabilitou.

Údolní nivy se vyznačují **specifickými podmínkami**, které shrnuje Lipský (2002). Z hlediska šíření invazních druhů mají význam především tyto:

- jedná se o mimořádně exponovaný a dynamický prostor
- řeka funguje jako jakási „dopravní tepna“ v krajině, což přispívá k rychlému šíření diaspor
- v nivách a jejich bezprostředním okolí je velká koncentrace osídlení a dalších aktivit člověka, včetně dopravy a zemědělství (tyto aktivity jsou pro šíření geograficky nepůvodních druhů rozhodující)
- vlivem vysokého antropogenního zatížení bývají nivy do značné míry prostorem degradovaným
- jsou pravidelně narušovány povodněmi
- nivní půdy jsou bohaté na živiny.

Podle Pracha (2003) spočívá specifická říčních niv zejména v těchto vlastnostech:

- toky energie, hmoty a informací jsou rychlé a mají otevřený charakter, u konkrétního ekosystému v říční nivě až mnohonásobně převažují vstupy a výstupy (energie, živin, informací) nad jejich transporty uvnitř příslušného ekosystému.
- je pro ně charakteristická vysoká časoprostorová heterogenita
- vykazují vysokou produktivitu.

Specifické vlastnosti říčních ekosystémů shrnují také Richardson et al. (2007). Podle nich představují tyto ekosystémy rozhraní mezi vodním a suchozemským prostředím. Odlišnost vegetace v říční zóně je podle autorů dána zejména ovlivňováním pravidelnými povodněmi a ukládáním sedimentů, z nichž vznikají nivní půdy. Autoři zdůrazňují vzájemnou vazbu říční vegetace a vodního prostředí (provázanost potravních řetězců, regulace teploty vodního prostředí v důsledku evapotranspirace a zastínění, stabilizace říčních břehů, regulace

množství živin, filtrování sedimentů apod.) a skutečnost, že poříční vegetace představuje významný koridor pro pohyb živých organismů.

Faktory ovlivňující vegetaci údolních niv jsou shrnuty v práci Chumana et al. (2007a). Jsou to tyto faktory:

- abiotické faktory
- přírodní disturbance
- stávající a historický management
- ekologické nároky rostlin
- dostupnost diaspor
- populační dynamika rostlin.

Z teorií, které se snaží vysvětlit úspěšnost invazních druhů (Hierro et al. 2005, Davis et al. 2000), mají v říčních nivách a především v břehové vegetaci největší význam disturbanční teorie, teorie přísunu diaspor a teorie fluktuační dostupnosti zdrojů (viz kap. 2. 2.).

Významným fenoménem, který podmiňuje mimořádnou dynamiku nivních ekosystémů, jsou **pravidelné záplavy**. Jejich význam z hlediska šíření organismů spočívá jednak v urychlení možnosti přesunu jejich propagulí, jednak ve změně ekologických podmínek (představují typický příklad disturbance, jejichž vliv na šíření geograficky nepůvodních druhů byl zmíněn v kap. 2. 2. 1.).

Hood & Naiman (2000) uvádějí, že pravidelné záplavy narušují sukcesní vývoj a tím zvyšují sílu kompetičních vztahů. To je podle autorů příčinou vysoké druhové rozmanitosti nivních resp. poříčních ekosystémů. V důsledku pravidelných záplav zároveň dochází v různé míře ke zpomalení či pozastavení sukcesního procesu, případně návratu k raným sukcesním stádiím. V prostoru nivy tak vzniká pestrá mozaika ekosystémů, která je jedním z předpokladů vysoké druhové rozmanitosti. Stejně tak však tyto faktory mohou zvyšovat náchylnost nivních ekosystémů k šíření invazních druhů, jejichž šíření v tomto prostoru je usnadněno právě častými disturbancemi. K tomuto šíření přispívá také zvýšený přísun diaspor, jejichž šíření je v řadě případů umožněno právě díky vodním tokům.

Podle Blažkové (2003) představují břehy řek na jedné straně jedno z nejdynamičtějších přírodních prostředí s častým narušováním doprovodné vegetace, na druhé straně jsou velmi příznivým stanovištěm s dostatkem vláh a většinou i živin. Vytrvalé druhy říčních břehů jsou těmto faktorům většinou dobře přizpůsobeny a dokážou poměrně

dobře odolávat mechanickému narušení, odlamování lodyh či obnažení podzemní části oddenků i kořenů a do jisté míry také zanesení náplavovou zeminou. Přitom dochází k rychlému vegetativnímu šíření těchto rostlin na lokalitě.

Rydlo (2005) provedl vyhodnocení vlivu extrémní povodně na Berounce v roce 2002 na vodní makrofyta. Z výsledků jeho práce vyplývá, že uvedená povodeň ovlivnila výskyt všech druhů vodních makrofyt řeky Berounky. Tyto **změny vegetace v důsledku povodně** shrnuje v několika bodech:

- 1) mechanické zničení nebo odplavení rostlin
- 2) změna morfologie (převrstvení) dna, do něhož jsou vodní rostliny zakořeněné
- 3) fyziologický vliv na rostliny
- 4) roznesení diaspor rostlin po celém toku
- 5) vytvoření nových míst vhodných pro *ecesi*⁴³ rostlin.

Uvedené vlivy lze analogicky vztáhnout také na břehovou vegetaci s tím, že u bodu č. 2 se v případě břehové vegetace jedná spíše o narušení břehů, vznik akumulací apod.

Podle Townsenda (2001) představuje důležitý ekologický faktor nejen vlastní výskyt extrémních povodní, ale také **variabilita v charakteru zaplavení**. Pokud jsou povodňové události v nivě omezeny, vede to k homogenizaci druhového složení rostlinných společenstev a může dojít také k posunu mezi dominantními druhy ve prospěch konkurenčně silnějších druhů. Tyto druhy a jejich společenstva však nemusí obstát při případné extrémní povodňové události, takže taková událost pak znamená daleko větší zásah do nivního ekosystému a jeho pomalejší regeneraci.

Vedle rozsahu (mohutnosti) záplav, vyjádřené rozsahem zaplaveného území, výškou vodního sloupce, energií proudu vody a délkou zaplavení, má zásadní význam pro nivní vegetaci jejich **načasování během roku**. Pokud se záplavy vyskytnou mimo vegetační období, mají na vegetaci menší dopad než záplavy během vegetačního období. V době zrání semen navíc umožňují přesun značného množství diaspor (Chuman et al. 2007a).

Dalším faktorem, který může ovlivňovat šíření rostlin včetně invazních neofytů, je **výstavba přehradních nádrží**. Vzhledem k narušení přirozeného hydrografického režimu vodního toku představuje typický příklad disturbance. Konkrétní příklady uvádějí Lockwood et al. (2007).

⁴³ *ecese* = uchycení, vyklíčení a růst semene nebo jiné diaspor na vhodném substrátu (podle Jakrlové & Pelikána 1999).

Podle Chumana et al. (2007a) lze rozlišit čtyři základní skupiny **změn bylinné vegetace jako reakci na záplavy**:

- 1) Sledované společenstvo se nemění, dochází pouze k výkyvu v celkové pokryvnosti.
- 2) Společenstvo se nemění, ale dochází ke změnám v pokryvnosti význačných druhů.
- 3) Dočasná změna celého společenstva, ale s trendem směřujícím k návratu původního společenstva.
- 4) Dlouhodobá změna celého společenstva bez návratu k původní vegetaci.

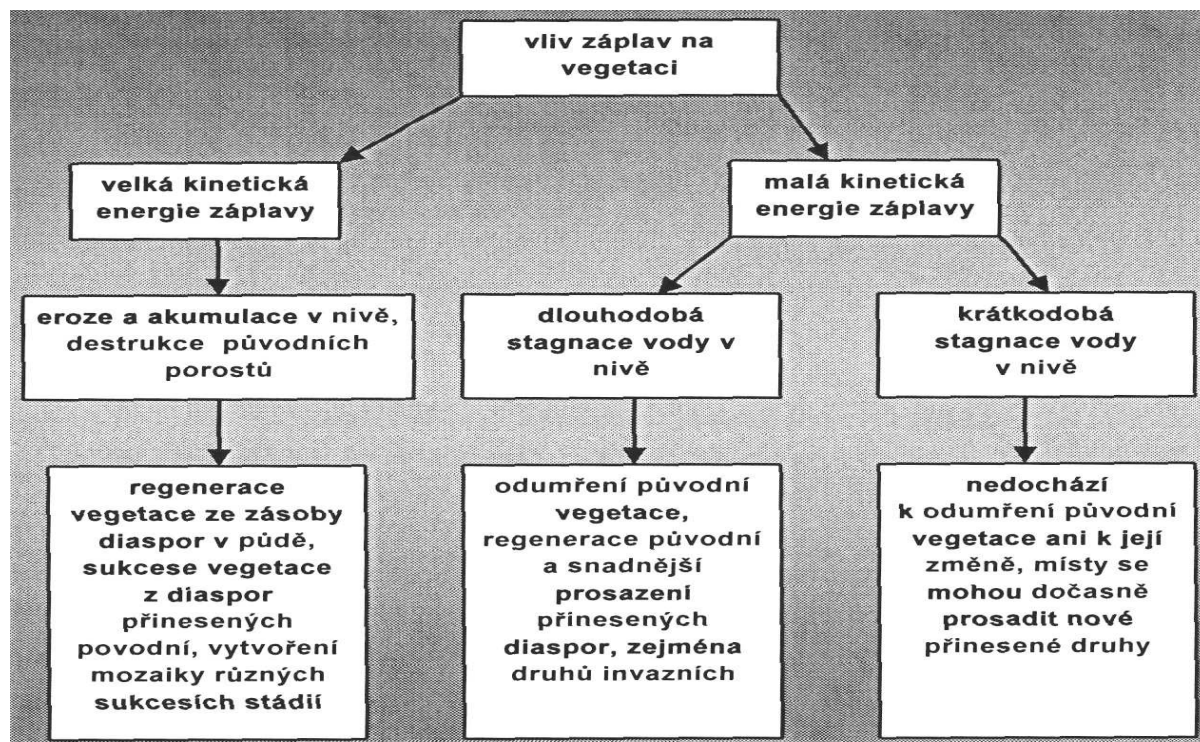
Lacina (2007) shrnuje poznatky z desetiletého sledování sukcese v povodňovém korytě Bečvy (u Oseku nad Bečvou v letech 1997–2007) do těchto hlavních bodů:

- 1) Katastrofální povodeň obnovila pestrou mozaiku biotopů, které zde předchozími vodohospodářskými úpravami zanikly.
- 2) Sukcese, zejména z hlediska rychlosti, probíhala diferencovaně v závislosti na zrnitosti substrátu a dynamice vlhkostního režimu. Nejdále pokročila kolem laguny, která byla v roce 2007 již zaniklá a nacházely se zde porosty s převahou vrb vysokých až 8 m.
- 3) Rozvoj dřevin v sušším horním povodňovém korytě, který byl v prvních letech velice pomalý, stačil téměř vyrovnat porost zmíněný v předchozím bodě. Převládaly zde však topoly a akát, v bylinném podrostu se i 10 let po povodni výrazně uplatňovaly subxerofyty.
- 4) Pokračoval velmi dynamický vývoj povodňového koryta. Řeka se v něm přemísťovala směrem k levému břehu a postupně abradovala horní povodňové koryto (rychlostí přes 3 m za rok).
- 5) Měnil se i rozsah a umístění štěrkových lavic ve spodním povodňovém korytě.
- 6) K většímu rozvoji invazních neofytů došlo teprve v posledních 2–3 letech⁴⁴ a nejpatrnější byl v zazemněné laguně.
- 7) V povodňovém korytě Bečvy se vytvořila soustava liniových společenstev, představujících různá stádia sukcese, navíc často dynamicky proměnlivých v těsné závislosti na fluviálních procesech. Vzhledem k tomu, že hranice mezi společenstvy jednotlivých sukcesních stádií jsou zde sice vesměs plynulé (tzn. kontinuum), ale společenstva jsou natolik úzká, že v nich vždy dochází k promísení druhů, z nichž mnohé jsou společné (tzn. ekoton), lze říci, že v povodňovém korytě došlo ke

⁴⁴ Tzn. po roce 2004 – pozn. autora.

specifickému uspořádání liniových společenstev, které autor označuje jako „kontinuum ekotonů“.

Chuman et al. (2007b) shrnují vliv záplav na vegetaci údolních niv v následujícím schématu:



Obr. 3: Vliv záplav na vegetaci údolních niv (podle Chumana et al. 2007b).

Šíření invazních neofytů v důsledku extrémních záplav dokládají práce řady autorů. Kovář et al. (2002) uvádějí výrazné šíření *Impatiens glandulifera*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea* po záplavách na Moravě v roce 1997. V nivě Tiché Orlice se podle autorů v důsledku povodně rozšířil *Bunias orientalis* a dále *Impatiens glandulifera*, která sem pronikla již v 70.–80. letech 20. století. Tehdy se stala dominantním druhem břehových porostů a po záplavě v červenci 1997 se rozšířila v celém profilu nivy. Z čerstvých náplavů pronikla až na okraje údolí, do vyvýšených sušších trávníků, lesních lemů a částečně dokonce do podrostu prosvětlených lesních lemů podél nivy.

Podle Laciny (2003, 2007) se v nivě Bečvy (mezi Valašským Meziříčím a Přerovem) naopak oproti očekávání vyskytovaly invazní neofyty v počátečních sukcesních stádiích pouze roztroušeně, přestože v sousedních břehových porostech vytvořily v uplynulých desetiletích (ještě před povodní) souvislé porosty. Na nově vytvořených stanovištích byl

zaznamenán pouze ostrůvkovitý výskyt *Reynoutria japonica*, *Helianthus tuberosus* a *Impatiens glandulifera*, později se stal častějším také *Erigeron annuus*. Pět let po povodni (2002) bylo sledováno zvýšení pokryvnosti *Solidago gigantea*, a to především v pravobřežním břehovém porostu. K většímu rozšíření invazních neofytů v nivě došlo teprve zhruba po roce 2004.

Chuman et al. (2007b) sledovali důsledky jarní povodně na středním toku Sázavy v roce 2006. Podle jejich výsledků tato povodeň výrazně napomohla rozšíření *Impatiens glandulifera*, která se zde před povodní nevyskytovala. Také podle Köppla (2002), přispěla povodeň na Tiché Orlici⁴⁵ v roce 1997 k výrazně rychlejšímu šíření *Impatiens glandulifera*, a to především do prostoru nacházejícího se dále od řeky, kam by se autochorií dostávala asi 30 let. Podle výsledků autora se druh vyskytoval s výrazně vyšší hustotou na písčitéch a štěrkovitých náplavech, tedy na substrátech ovlivněných povodní. Zatímco v břehové vegetaci povodeň populaci druhu spíše poškodila, ve větší vzdálenosti od řeky se stala naopak spouštěcím mechanismem pro jeho šíření.

Podle Blažkové (2003) povodeň v roce 2002 naopak zcela eliminovala *Impatiens glandulifera* v nivě střední a dolní Berounky, neboť po povodni autorka našla pouze dva exempláře. Semena se však rozplavila po celé délce toku (srov. Rydlo 1999). Povodni naopak beze ztrát odolal *Echinocystis lobata* a také *Reynoutria japonica*, které povodeň dokonce napomohla v dalším šíření.

Podle Koppové (2001) došlo v roce 1998 (tzn. rok po povodni z roku 1997) v nivě Divoké Orlice ke splavení semen některých invazních neofytů (např. *Helianthus tuberosus*, *Rudbeckia laciniata*) ze zahrádek. O rok později bylo zaznamenáno šíření *Impatiens glandulifera* a *Solidago canadensis*. V roce 2001 se ve větší míře z invazních neofytů uplatňovaly pouze *Impatiens glandulifera* a *Solidago gigantea*, u ostatních došlo k ústupu.

Šíření invazních neofytů v okolních státech dokládá například práce Schnitzlera et al. (2005), kteří z nivy Rhône uvádějí zejména šíření *Reynoutria sp.*, *Solidago gigantea*, *Acer negundo* a *Robinia pseudacacia*.

Vlastní **břehy vodních toků** jsou podle Nováka et al. (1986) z hlediska stanovištních podmínek výjimečné především díky kolísání hladiny vody v korytě toku i hladiny podzemních vod v přilehlém území a dále díky specifické morfologii koryta a jejími změnami, které jsou vyvolané tlakem proudící vody. V závislosti na dalších vlastnostech toku vzniká pestrá škála stanovišť. Těmito vlastnostmi jsou především tvar průtočného profilu,

⁴⁵ Sledován byl úsek mezi obcemi Kerhartice a Bezpráví, na aluviálních loukách.

sklonitost břehů, orientace svahů koryta ke světovým stranám, hloubka vody v korytě při setrvalých průtocích ve vegetačním období, míra kolísání vodní hladiny, tlak vody na břehy, ale také vlastnosti říční vody (její chemismus, teplota, obsah živných látek i barva). Společně s ostatními ekologickými a geografickými faktory (klimatické podmínky, fyzikální a chemické vlastnosti půdy, působení větru aj.) ovlivňují tyto podmínky i vegetaci, takže rostlinná společenstva, která břehy vodních toků osídlují, jsou velmi různorodá. Stanovištní podmínky, a tím i prostorová a druhová skladba břehové vegetace, se mění od pramene vodního toku až k jeho ústí. Nezanedbatelné jsou také vlivy člověka způsobené buď přímým zásahem do koryta (úprava morfologie břehů, zpevnění koryta kameny, jeho vybetonování, pastva, výsadba dřevin apod.) nebo v jejich bezprostředním okolí.

Šlezinger (1996) a Zuna (2000)⁴⁶ cit. in Langhansová (2007) rozdělují vegetační doprovod vodních toků z hlediska funkce na **břehové a doprovodné porosty**, které jsou vzájemně odděleny břehovou hranou koryta. Zatímco břehové porosty v tomto pojetí představují vlastní vegetační doprovod vodních toků, doprovodné porosty jsou chápány jako porosty údolní nivy, které bezprostředně navazují na břehovou vegetaci za břehovou hranou.

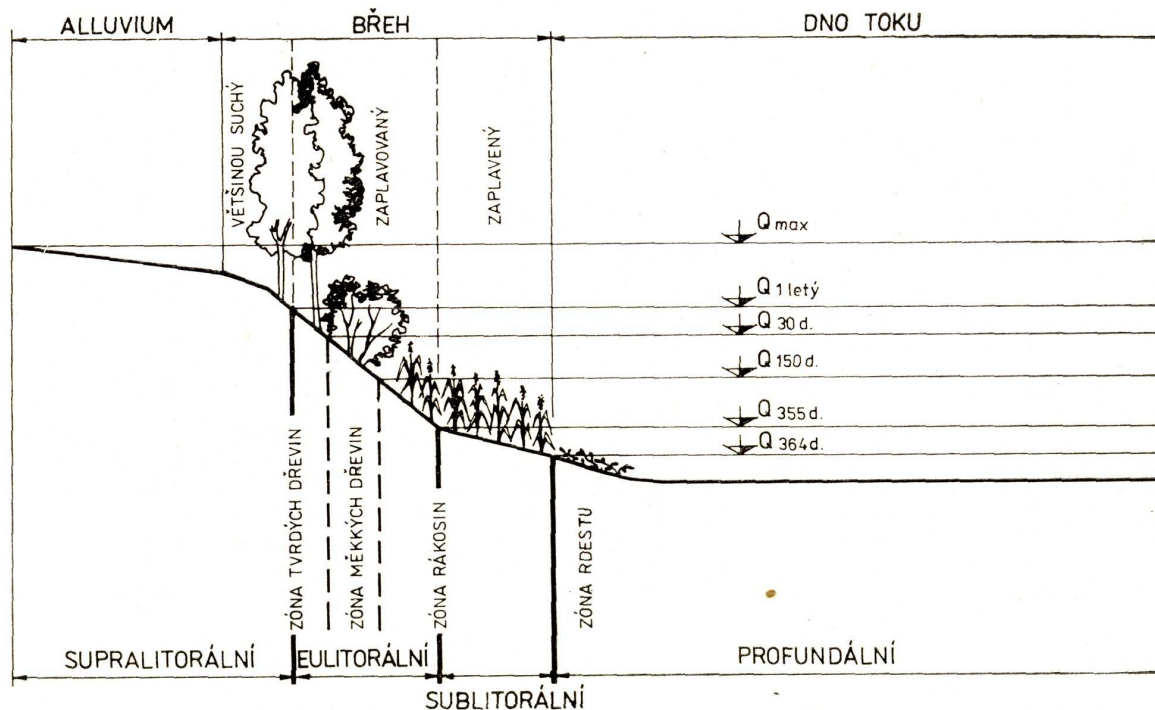
Novák et al. (1986) rozlišují v příčném profilu koryta toku několik pásem vegetace, které jsou vymezeny na základě výšky hladiny vody při určitých charakteristických průtocích (viz obr. 4). Pásmo, které je celoročně zaplaveno vodou označují jako profundální (zóna rdestu), na něj dále navazují pásma sublitorální (zóna bažinných rostlin a rákosin), eulitorální (převážně zóna měkkých dřevin, bylin a trav) a nejvýše položené pásmo supralitorální (zóna tvrdých dřevin a travních porostů lučního charakteru). V tomto pásmu přechází břehová vegetace ve vegetaci doprovodnou.

Podle Vrhovška & Korže (2008) však není přesné a jednoznačné dělení rostlinných druhů do tří kategorií („vodní“, „břehové“ a „poříční“⁴⁷) možné, protože mnohé druhy prospívají jak ve vodních, tak v suchozemských biotopech.

Pro účely této práce budeme pojmem **břehová vegetace** rozumět pás vegetace, který je na jedné straně omezený hladinou vodního toku při běžném vodním stavu ve vegetačním období, na druhé straně břehovou hranou koryta.

⁴⁶ Šlezinger, M. (1996): Vegetační doprovod vodních toků a nádrží. VUT v Brně, Brno; Zuna, J. (2000): Revitalizace vegetačních doprovodů potočních koryt. In: Sborník přednášek ze semináře „Obnova liniové zeleně v krajině“, Brno.

⁴⁷ Ve slovinském originále jsou použity výrazy: „vodne“, „obrežne“ a „obrečne“, přičemž „vodne“ svou definicí odpovídají profundálnímu pásmu v pojetí Nováka et al. (1986), „obrežne“ přibližně odpovídají břehovým porostům a „obrečne“ doprovodným porostům v pojetí Šlezingra (1996) a Zuny (2000).



Obr. 4: Pásma vegetace vymezená na základě výšky hladiny vody při charakteristických průtocích (podle Nováka et al. 1986).

Otázkou vzájemného **poměru výskytu geograficky nepůvodních druhů v břehové vegetaci a ve zbývající části nivy** se zabývali např. Hood & Naiman (2000), kteří provedli srovnání podílu geograficky nepůvodních druhů na celkovém počtu zjištěných cévnatých rostlin v břehové vegetaci a v říční nivě. Jejich výsledky vycházejí z dat za několik vodních toků v Jižní Africe, USA a za řeku Adour ve Francii. Zatímco v břehové vegetaci se podíl nepůvodních druhů pohyboval od 5 do 11 %, v nivách dosahoval 20 až 30 %. Tato čísla ovšem udávají pouze podíl geograficky nepůvodních druhů, nevypovídají nic o jejich četnosti. Míra zastoupení v břehové vegetaci se zároveň velmi liší u jednotlivých druhů. Například podle Köppla (2002) klesala hustota populace *Impatiens glandulifera* ve sledovaném úseku nivy Tiché Orlice se vzrůstající vzdáleností od řeky, přičemž maximální hustoty populace bylo dosaženo ve vzdálenosti 25 m od řeky.

4. Metody mapování vegetace

Cílem této kapitoly je velmi stručně shrnout dosud používané metody mapování vegetace a zhodnotit možnosti jejich využití při sledování výskytu invazních neofytů.

Podle Neuhäusla (1994) rozlišujeme dva základní typy vegetačních map: mapy reálné vegetace a mapy rekonstrukční. Zatímco **mapy reálné vegetace** znázorňují skutečný aktuální stav vegetace k datu mapování, **mapy rekonstrukční** vyjadřují rekonstruovanou nebo potenciální přirozenou vegetaci. Metody vytváření rekonstrukčních map shrnují Neuhäusl (1994) a Neuhäuslová & Blažková (1998). Vzhledem k zaměření této práce se však dále budeme věnovat mapám reálné (aktuální) vegetace. Tu je možné mapovat jako celek (fytocenologická mapování) nebo lze zaznamenávat výskyt jednotlivých taxonů.

Metody mapování reálné vegetace a zejména vyhodnocování jejích změn shrnují Prach (1994) a Hédl (2005). Hédl (2005) v této souvislosti definuje rozdíl mezi pojmy sledování a monitoring. Zatímco při **sledování** vegetace (též pasivní či nesespecifický monitoring, angl.: *surveillance*) pouze zaznamenáváme četnost druhů s cílem popsat daný stav a do vegetace nijak nezasahujeme, při **monitoringu** vegetaci cíleně ovlivníme a zaznamenané změny vysvětlujeme jako důsledek této manipulace.

Při sledování či monitoringu populací jednotlivých rostlinných taxonů je možné podle Pracha (1994) zaznamenávat např. tyto charakteristiky: počet jedinců, lokalizace jedinců a jejich souborů, fyziologický stav jedinců, počty lokalit aj. Velmi cenné výsledky mohou poskytnout opakované soupisy druhů na stejné lokalitě.

Nejzákladnější metodou záznamu vegetace je **fytocenologické snímkování**. Tuto metodu podrobně popisuje Kubíková (1971), základní principy uvádějí také Prach (1994) a Hédl (2005). Výhodou fytoecenologických snímků je možnost jejich vzájemného porovnávání, a to nejen mezi jednotlivými lokalitami, ale také mezi různými časovými obdobími. Fytoecenologické snímky představují standardizovaný způsob záznamu dat, jejich pořizování je však do jisté míry založeno na subjektivních odhadech, takže srovnávání snímků pořízených různými autory může narazit na značné problémy (Prach 1994). Jejich nevýhodou je také skutečnost, že zachycují pouze určitou, relativně malou, část sledovaného území (Hédl 2005).

Prach (1994) doporučuje uvádět ve fytoecenologickém snímku tyto údaje: datum zápisu, geografická lokalizace (čím přesněji, tím lépe; v současné době se provádí pomocí GPS), orientace ke světovým stranám, expozice resp. sklon, celková pokryvnost jednotlivých

pater (stromové, keřové, bylinné, mechové) a pokryvnost jednotlivých druhů. Pro vyjádření pokryvnosti existují různé stupnice (např. Van der Maarelénova, Domin-Hadačova aj.). V některých případech lze zjišťovat i další fytoecologické charakteristiky jako je abundance (početnost, obvykle podle Braun-Blanquetovy stupnice), hustota (obvykle počet jedinců na 1 m²), frekvence (pravděpodobnost v %, s jakou se druh vyskytne ve zkusné ploše), sociabilita (vyjadřuje vzájemnou sblíženost či oddálenost jedinců příslušného druhu v populaci), životní formy (podle Raunkiaera, tzn. např. terofyty, geofyty, chamaefyty apod.) či životní strategie zaznamenaných druhů (podle Grimea, tzn. R-, S-, C-stratégové) aj.

Pro mapování invazních druhů využívají fytoecologické snímky např. Petřík & Pergl (2008), kteří provedli analýzu faktorů ovlivňujících rozšíření nepůvodních druhů cévnatých rostlin na Ještědském hřbetu. Získané výsledky zároveň autoři vyhodnocují v předem stanovených segmentech krajiny o rozloze 0,52 km².

Jako druhou nejzákladnější metodu vegetačního monitoringu⁴⁸ uvádí Prach (1994) **vegetační mapování**. To může být prováděno v plochách různého měřítka (od velmi malých ploch velikosti menší než např. 1 m² až po velké krajinné celky) a mapovat lze výskyt jedinců, porostů nebo lokalit jednoho druhu, popř. souboru jedinců (společenstev). Výsledky vegetačního mapování lze podobně jako soubory fytoecologických snímků využít k vyhodnocování některých syntetických charakteristik vegetačního krytu, např. pomocí indexu druhové diverzity, metody indikačních čísel podle Ellenberga (odhad faktorů prostředí prostřednictvím vegetace), mnohorozměrné metody vegetační analýzy aj. Metody zpracování fytoecologických a geobotanických dat přehledně shrnují Herben & Münzbergová (2002, 2003).

Při vegetačním mapování, které je zaměřeno na invazní neofyty je výskyt jednotlivých druhů zaznamenáván buď bodově nebo v předem stanovených plochách (segmentech). Ty mohou mít podobu čtverců, liniových úseků (vhodné pro mapování liniových úseků, např. vegetace podél vodních toků, cest apod.) či jinak vymezených částí zemského povrchu. Zaznamenávat můžeme buď prostou skutečnost, zda se druh v daném segmentu vyskytuje resp. nevyskytuje, nebo zaznamenáváme údaj o jeho početnosti. Mapovat můžeme buď celé předem vymezené území (což je časově velmi náročné), nebo provádíme selektivní výběr ploch, který je obvykle založen na náhodném výběru. Výhodou je pak menší časová náročnost mapování, nevýhodou může být menší reprezentativnost výsledků.

⁴⁸ Ve výše zmíněném pojetí Hédla 2005 se může jednat i o sledování vegetace.

Přesný zakres lokalit výskytu do mapy včetně vyjádření početnosti druhů na jednotlivých lokalitách využil pro mapování invazních neofytů na území města Přerova Dohnal (2005). Tato metoda je velmi přesná, vzhledem ke své pracnosti je však vhodná spíše pro detailní mapování relativně malého území.

Také Trenčianská (2000) použila pro mapování invazních druhů podél vodních toků v Krkonoších metodu přímého zakresu lokalit výskytu do mapy. Pro zakres používala pětistupňovou stupnici:

- 1 = výskyt jen několika rostlin, které netvoří souvislý porost
- 2 = výskyt malých kompaktnějších porostů do 5 m²
- 3 = liniový souvislý výskyt od 10 do 100 m délky
- 4 = velmi hojný výskyt nad 100 m délky
- 5 = extrémně hojný výskyt, kdy v celém úseku toku prakticky nic jiného neroste.

Sama autorka přiznává, že takto stanovená stupnice je poměrně subjektivní a jednotlivé stupně se u jednotlivých druhů liší. Zejména zařazení do stupňů 1 a 2 pak značně záleží i na velikosti rostlin jednotlivých druhů.

Köpl (2002) sledoval výskyt *Impatiens glandulifera* v nivě Tiché Orlice v sedmi různě dlouhých transektech (v závislosti na šířce nivy) o šířce 1 m. Tyto transekty rozdělil na segmenty po 1 metru a v každém segmentu sledoval počet jedinců druhu. Pro záznam používal čtyřstupňovou stupnici: 0 ks, 1–2 ks, 3–9 ks, 10 a více ks. Pro další výpočty nahradil tuto stupnici tzv. stupnicí transformovanou s hodnotami: 0; 1,24; 4,61 a 15,40.

Mapování v předem stanovených segmentech využívají např. Řepka et al. (2007), kteří provedli inventarizaci rostlinných (nejen invazních) druhů v jihomoravských lužních lesích. Při tomto mapování nebyla prováděna kvantifikace počtu jedinců jednotlivých sledovaných druhů v jednotlivých segmentech, kvantifikován je však podíl segmentů s výskytem jednotlivých druhů.

Vymyslický (2004) prováděl mapování invazních neofytů v 1 km dlouhých úsecích aluvia vybraných řek. Pro záznam výskytu jednotlivých taxonů používal tuto stupnici:

- 0 = nevyskytuje se
- 1 = vzácný druh, max. desítky exemplářů nebo porost do cca 10 m²
- 2 = hojný výskyt.

U dřevin vyjadřoval stupeň 1 ojedinělé exempláře (cca do 10 jedinců) a stupeň 2 hojnější výskyt.

V případě mapování břehové vegetace lze terénní mapování provádět jak z pozemního pozorování (tzn. ze souše, ze břehu), tak z vody (např. z loďky apod.). Druhý způsob, tedy **mapování z loďky** (z vody) využívají např. Nováková & Rydlo (1980a), Nováková & Rydlo (1980b), Rydlo (1982), Rydlo (1999), Rydlo (2006) a Rydlo (2008, písemné sdělení). Výsledky byly obvykle zaznamenávány pro jednotlivé úseky vodních toků o délce 500 m. Většina uvedených prací však byla zaměřena na mapování vodních makrofyt a břehová vegetace byla zaznamenávána spíše doplňkově. Na význam tohoto způsobu mapování a naopak na nepřesnost mapování pozemního upozorňuje Rydlo (2002) a své tvrzení dokládá příkladem floristického průzkumu na Křivoklátsku, při kterém údaje získané pozorováním z vody významně napomohly ke zpřesnění celkových výsledků. Srovnání výsledků tohoto způsobu mapování se způsobem použitým v této práci je rozvedeno v diskuzi (kap. 8).

Pro kvantitativní vyjádření používá Rydlo (2008, písemné sdělení) tuto stupnici:

0 = nevyskytuje se

1 = ojedinělé rostliny na 1–3 místech nebo porost do 5 m délky

2 = porosty 5–100 m

3 = Porosty 100–500 m.

Dále byla ještě zaznamenávána skutečnost, zda je druh v porostu dominantní (vyjadřováno zakroužkováním).

Mapování pomocí dálkového průzkumu (konkrétně pomocí leteckých snímků) využili pro mapování invazních druhů dřevin např. Hood & Naiman (2000), kteří sledovali zastoupení těchto dřevin v náhodně vybraných čtvercích o rozloze 200 m². Müllerová et al. (2008) využila leteckých snímků ke sledování dynamiky šíření *Heracleum mantegazzianum*, Kadubec & Švec (2007) pro sledování plošného rozšíření *Reynoutria sp.* Mapování pomocí DPZ představuje relativně nákladnou metodu, která je vhodná pro mapování dobře identifikovatelných dřevin a statných bylin, které tvoří souvislé a z výšky dobře identifikovatelné porosty. Pro mapování menších rostlin je její využití značně omezené a v zapojených porostech prakticky nemožné.

5. Výsledky dosavadních mapování invazních neofytů

Cílem této kapitoly je shrnout dosavadní poznatky o rozšíření invazních neofytů s důrazem na nivy vodních toků a zejména břehovou vegetaci. Zařazeny byly pouze výsledky mapování, které mohou být alespoň částečně využity pro srovnání s výsledky této práce. V této kapitole nejsou znovu opakovány výsledky výzkumů zaměřených na změny v rozšíření invazních neofytů způsobené extrémními povodněmi (viz kap. 3).

Vymyslický (2004) shrnuje výsledky mapování 47 invazních taxonů v aluviích vybraných jihomoravských řek (Dyje, Rokytná, Jihlava, Oslava, Bobrava, Svatka, Svitava, Litava, Morava). Mapování probíhalo v letech 1998–2000, vždy během léta a časného podzimu. Celkem bylo zmapováno 893 říčních kilometrů. Nejhojnějšími invazními neofyty byly ve sledovaném území *Impatiens parviflora* (697 lokalit), *I. glandulifera* (459 lokalit), *Bidens frondosa* (566 lokalit), *Conyza canadensis* (409 lokalit) a *Robinia pseudacacia* (433 lokalit). Největší počty invazních druhů byly zaznamenány v okolí velkých měst a v průmyslových oblastech, hojně byly zastoupeny také při soutoku Moravy a Dyje. Hlavními faktory ovlivňujícími výskyt a rozšíření jednotlivých invazních druhů na aluviích jsou podle zjištění autora vlhkost a míra disturbance.

Trenčianská (2000) provedla mapování 16 druhů nepůvodních cévnatých rostlin v břehové vegetaci horního Labe, horní Úpy a jejich přítoků⁴⁹. Nejrozšířenějším invazním neofytem byla *Reynoutria japonica*, která byla zaznamenána na 285 lokalitách. Následovala *Myrrhis odorata*⁵⁰ (137 lokalit), *Solidago canadensis* (30 lokalit), *Mimulus guttatus*⁵¹ (15 lokalit), *Solidago gigantea* (11 lokalit), *Rumex longifolius* (7 lokalit), *Reynoutria sachalinensis* (4 lokality) a *Telekia speciosa* (2 lokality). *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria* × *bohemica*, *Rudbeckia laciniata* a *Veronica filiformis* byly nalezeny pouze na jediné lokalitě, *Bidens frondosa* a *Lycium barbarum* nebyly nalezeny vůbec. Sledován byl také druh *Campanula latifolia*, který je však alespoň na části našeho území považován za původní (Kubát et al. 2002).

Buček (2006) uvádí výsledky výzkumu invazních neofytů v příbřežní zóně řeky Moravy, který v roce 2003 provedla Eva Zapletalová. Sledován byl 21 km dlouhý úsek mezi

⁴⁹ Konkrétně byla mapována břehová vegetace těchto toků: Labe (ústí Medvědího p. → Klášterská Lhota; 26,6 km), Úpa (ústí Modrého p. → Poříčí nad Úpou; 30,4 km), Lysečinský p. (ústí Alberického p. → ústí do Úpy; 2,3 km), Janský p. (ústí Rudolfova p. → ústí do Úpy; 2,4 km), Bílé Labe (ústí Červeného p. → ústí do Labe; 1 km), Šindelova strouha (pramen → ústí do Labe; 2,4 km).

⁵⁰ Pyškem et al. (2002) je druh hodnocen jako postinvazní neofyt.

⁵¹ Pyškem et al. (2002) je druh hodnocen jako postinvazní neofyt.

Postřelmovem a Mohelnicí. Podle výsledků tohoto výzkumu zaujímaly invazní neofyty v uvedeném úseku příbřežní zóny téměř čtvrtinu plochy. Nejrozšířenějším invazním neofytem byla *Impatiens glandulifera* (16,7 % plochy), která místy tvořila samostatné porosty dosahující až 3 m výšky. Dalšími významnými druhy byly *Impatiens parviflora* (3,1 % plochy), *Reynoutria japonica* (2,5 %) a *Helianthus tuberosus*. Z invazních dřevin se zde vyskytoval zejména *Acer negundo*, omezeně i *Robinia pseudacacia*.

Řepka et al. (2007) provedli inventarizaci rostlinných druhů v jihomoravských lužních lesích. Zmapováno bylo celkem 1600 ha lužního lesa na území lesní správy Valtice. Mapované území bylo rozděleno do 480 segmentů o průměrné velikosti 3,2 ha. Mapování probíhalo ve dvou aspektech: jarním (20. 3.–20. 5.) a letním (1. 6.–30. 9.). Mapovány byly i čerstvé paseky a mladé výsadby. Podíl segmentů se zastoupením nejčastěji se vyskytujících invazních neofytů je uveden v tab. 3.

Tab. 3: Podíl segmentů se zastoupením nejčastěji se vyskytujících invazních neofytů v lužních lesích na území lesní správy Valtice (podle Řepky et al. 2007):

Druh	Podíl segmentů s výskytem
<i>Impatiens parviflora</i>	73,46 %
<i>Aster lanceolatus</i>	50,43 %
<i>Bidens frondosa</i>	39,89 %
<i>Conyza canadensis</i>	34,44 %
<i>Erigeron annuus</i>	27,24 %
<i>Acer negundo</i>	20,07 %
<i>Impatiens glandulifera</i>	16,52 %
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	12,55 %
<i>Solidago gigantea</i>	12,22 %

Mihulka (1997) provedl mapování geograficky nepůvodních druhů⁵² ve výseku krajiny 2 x 19 km mezi nákladním vlakovým nádražím v Českých Budějovicích (378 m n. m.) a Kletí (1083 m n. m.). Ve sledovaném území byly mapovány všechny biotopy. Nejrozšířenějšími geograficky nepůvodními druhy, které jsou zároveň invazními neofyty v pojetí Pyška et al. (2002), zde byly tyto: *Conyza canadensis*, *Epilobium ciliatum*, *Impatiens parviflora* a *Robinia pseudacacia*. Lemy vodních ploch⁵³ se ve vegetaci sídel vyznačovaly průměrným zastoupením geograficky nepůvodních druhů (22 druhů, přičemž maximum bylo

⁵² V uvedeném článku označovaných jako invazní druhy.

⁵³ Pravděpodobně se jednalo nejen o vodní plochy v užším slova smyslu, ale o veškeré vodní plochy v širším slova smyslu, tedy i o břehovou vegetaci vodních toků. Z textu bohužel není přesnější vymezení patrné.

zaznamenáno v parcích a zahradách a lemech komunikací – přes 40 druhů), v otevřené krajině spíše mírně nadprůměrným zastoupením geograficky nepůvodních druhů (8 druhů, přičemž maximum bylo zaznamenáno v lemech komunikací – 19 druhů).

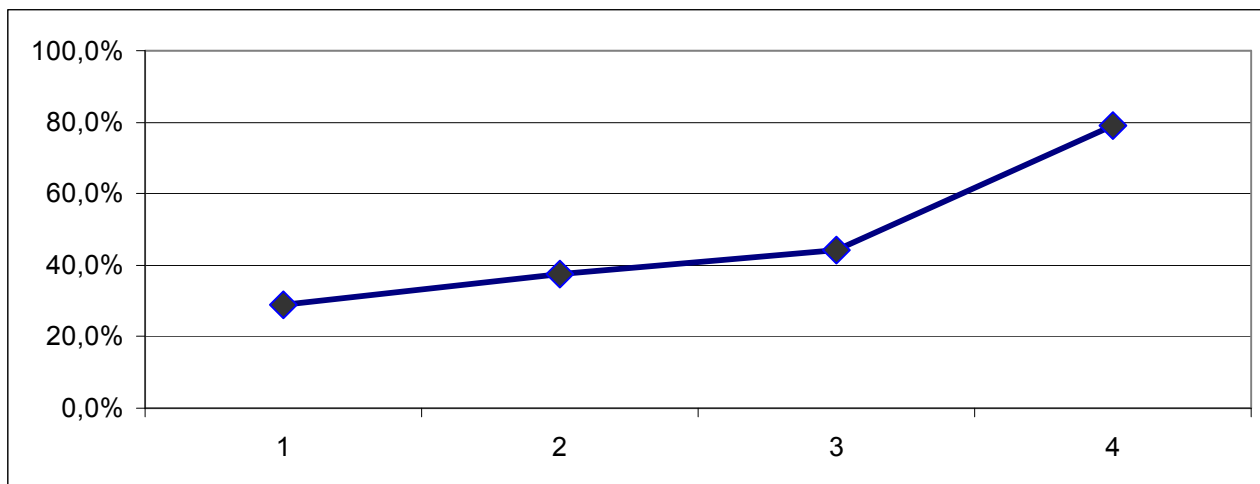
Višňák (1997) provedl zhodnocení výskytu invazních neofytů v severní části České republiky se zvláštním zřetelem na Liberecko a Ostravsko. Za nejvýznamnější invazní neofyty s těžištěm v břehové vegetaci vodních toků v tomto území považuje tyto: *Helianthus tuberosus*, *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria japonica*⁵⁴, *Rudbeckia laciniata* a *Telekia speciosa*, do kategorie „vedlejší výskyt“ spadají v tomto biotopu tyto invazní neofyty: *Aster sp.*, *Bidens frondosa*, *Bunias orientalis*, *Epilobium ciliatum*, *Erigeron annuus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens parviflora*, *Reynoutria sachalinensis*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*. Pro aluviální polohy je dále uváděn jako významný invazní neofyt *Lupinus polyphyllus*.

Fehér & Končecová (2005) provedli mapování invazních neofytů na území jihozápadního Slovenska. Nejrozšířenějšími invazními neofyty byly v tomto území: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Aster novi-belgii*, *Erigeron annuus*, *Reynoutria japonica*, *R. × bohemica*, *Helianthus tuberosus*, *Lycium barbarum*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Robinia pseudacacia*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*.

Mapování *Impatiens glandulifera* a *Echinocystis lobata* v břehové vegetaci vybraných vodních toků pravidelně provádí J. Rydlo (Nováková & Rydlo 1980a, Nováková & Rydlo 1980b, Rydlo 1982, Rydlo 1999, Rydlo 2006, Rydlo, písemné sdělení). Mapování je prováděno z loďky a primárně je zaměřeno na výskyt vodních makrofyt, mimo to jsou zaznamenávány také vybrané druhy břehové vegetace, a to vždy v 500 m dlouhých segmentech, které jsou pokud možno voleny podle kilometráže. Takto získaná data poskytují cenný zdroj informací o vývoji výskytu uvedených invazních neofytů v břehové vegetaci.

Nejpodrobnější výsledky jsou k dispozici pro výskyt *Impatiens glandulifera* na středním Labi, v úseku mezi Chvaleticemi a Mělníkem (ř. km 0–101). Změny v rozšíření druhu v břehové vegetaci lze vysledovat z grafů na obr. 5 a 6. Podrobné údaje o počtu obsazených segmentů v jednotlivých úsecích jsou uvedeny v tab. 4.

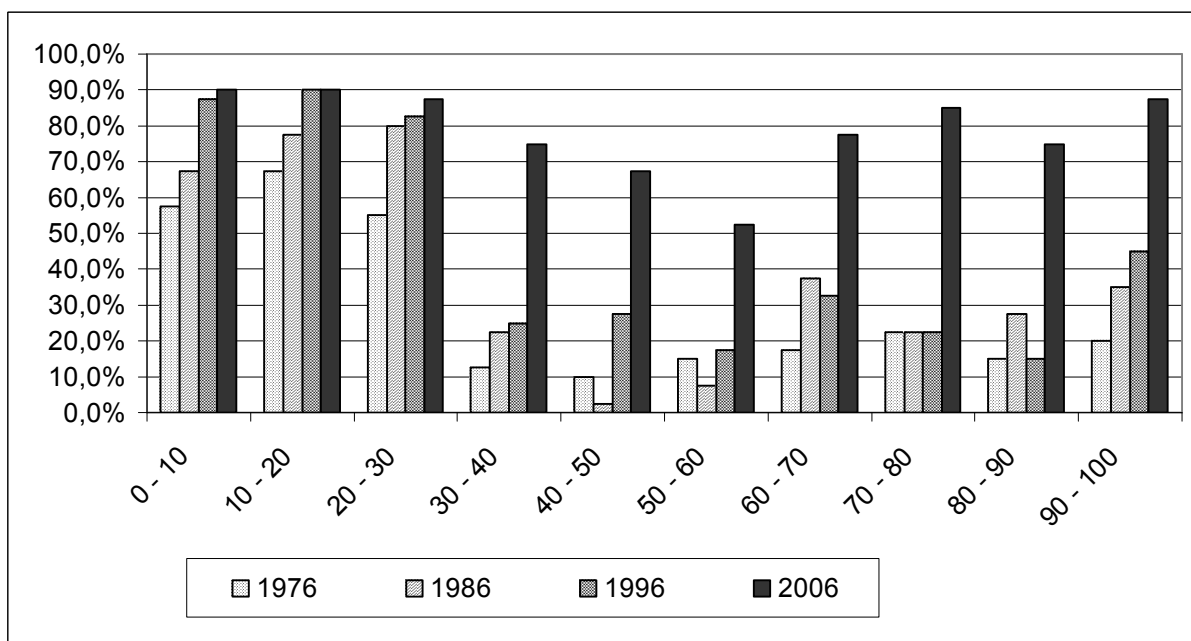
⁵⁴ *Reynoutria × bohemica* není v této práci uváděna, avšak lze předpokládat, že byla zahrnuta pod rodičovské druhy.



Obr. 5: Celkový podíl segmentů s výskytem *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci středního Labe během období 1976–2006.

Vysvětlivky: 1 = 1976, 2 = 1986, 3 = 1996, 4 = 2006.

Zdroje: Nováková & Rydlo (1980a), Rydlo, písemné sdělení, nepublikováno (graf sestaven autorem).



Obr. 6: Vývoj podílu segmentů s výskytem *Impatiens glandulifera* v jednotlivých úsecích Labe (období 1976–2006).

Zdroje: Nováková & Rydlo (1980a), Rydlo, písemné sdělení, nepublikováno (graf sestaven autorem).

Tab. 4: Zastoupení *Impatiens glandulifera* na středním Labi v období 1976–2006.

říční km	1976		1986		1996		2006	
	L	P	L	P	L	P	L	P
0 - 10	10	13	13	14	17	18	20	16
10 - 20	12	15	15	16	18	18	18	18
20 - 30	7	15	14	18	17	16	17	18
30 - 40	1	4	3	6	6	4	13	17
40 - 50	1	3	0	1	5	6	13	14
50 - 60	3	3	2	1	3	4	8	13
60 - 70	3	4	9	6	7	6	17	14
70 - 80	4	5	5	4	3	6	19	15
80 - 90	4	2	5	6	5	1	17	13
90 - 100	5	3	6	8	12	6	17	18
100 - 101	0	0	0	0	0	1	2	2
celkem	50	67	72	80	93	86	161	158

Pozn.: Čísla udávají počet obsazených 500 m dlouhých segmentů (měřeno podle říční kilometráže).

Zdroje: Nováková & Rydlo 1980a, Rydlo, písemné sdělení, nepublikováno (tabulka sestavena autorem).

Ve sledovaném období tedy došlo k prudkému nárůstu podílu obsazených segmentů (z 29 % v roce 1976 na 79 % v roce 2006). K nejprudšímu nárůstu došlo mezi lety 1996 až 2006, a to zejména v úseku mezi Veletovem a soutokem s Jizerou. V této části břehové vegetace Labe byla *Impatiens glandulifera* až do roku 1996 zastoupena výrazně méně než pod soutokem Labe s Jizerou, kde se rostlina rozšířila mnohem dříve. Bylo to pravděpodobně způsobeno přísunem diaspor z břehové vegetace Jizery, kde je rozšířena prakticky již více než 100 let (na tuto skutečnost upozorňuje Nováková & Rydlo, 1980a).

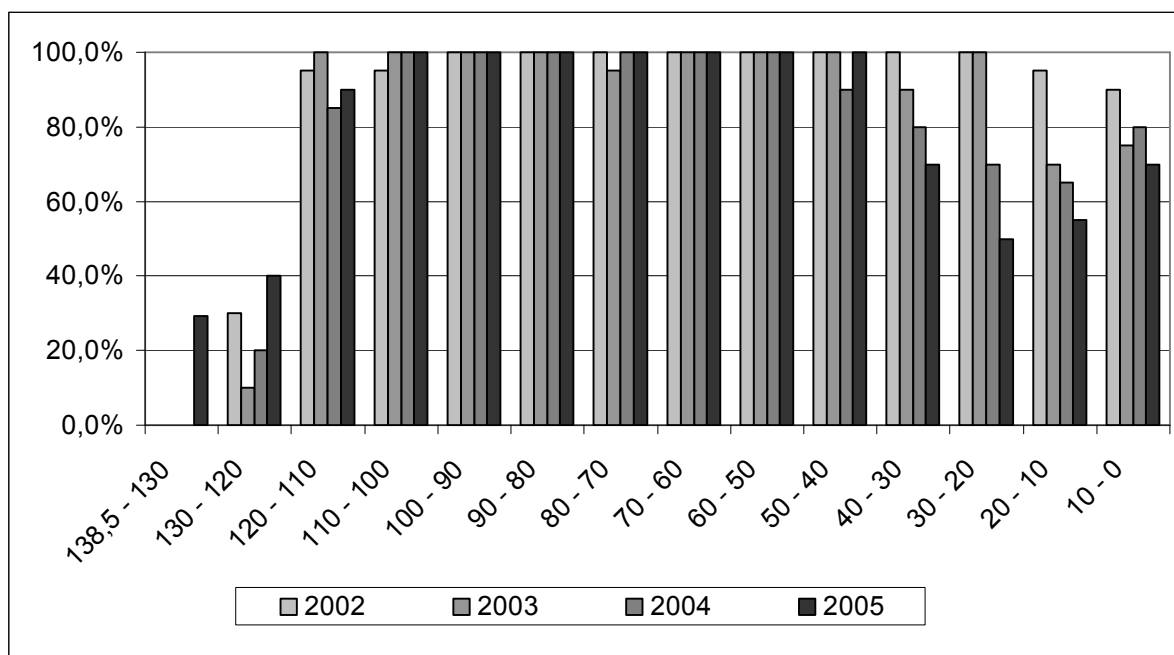
Dynamiku šíření *Impatiens glandulifera* lze velmi dobře sledovat také na dolní Berounce. Podle Rydla (1999) se v roce 1982 rostlina nevyskytovala na celém 139 km dlouhém toku Berounky. Při opakovaném výzkumu v roce 1992 byla nalezena pouze v jediném segmentu, na nově vybudovaném břehu u nového přístavu v Praze-Radotíně, kam se pravděpodobně dostala při stavbě. Při podrobném mapování dolní Berounky od Roztok k soutoku s Vltavou (říční km 63,0–0,0) v roce 1998 již byl druh rozšířen v 66,7 % sledovaných půlkilometrových segmentů (84 ze 126). V září 1995 a v říjnu 1996 postihly Berounku dvě výraznější podzimní povodně, které mohly přispět k jejímu rozšíření (Rydlo 1999).

Další údaje o rozšíření *Impatiens glandulifera* na Berounce jsou k dispozici z let 2002–2005 (Rydlo, písemné sdělení, nepublikováno). Údaje pro celý tok Berounky za toto období jsou uvedeny v grafu na obr. 7, údaje pro dolní Berounku jsou uvedeny v tab. 5.

Z těchto dat lze vysledovat dlouhodobější dynamiku šíření druhu, který zde dosáhl svého největšího rozšíření před povodní v roce 2002. Tehdy byl zaznamenán v 97,6 % segmentů a od té doby podíl obsazených segmentů poměrně výrazně klesal. Podle Blažkové (2003) povodeň v roce 2002 zcela eliminovala tento druh v nivě Berounky (po povodni byly nalezeny pouze dva exempláře), avšak její semena byla rozplavena po celém toku.

Údaje o historickém rozšíření *Impatiens glandulifera* na dalších tocích jsou shrnuty v tab. 6. Pro Opatovický kanál v roce 1978 uvádí Nováková & Rydlo (1980b) také výskyt *Reynoutria japonica* v 9,4 % segmentů.

Rydlo (2006) shrnuje údaje o rozšíření *Echinocystis lobata* v břehové vegetaci středního Labe (úsek mezi zdymadly v Kolíně a v Nymburce, tj. ř. km 83,2 až 59,0). Tento druh se v břehové vegetaci Labe poprvé objevil v roce 2000. Výsledky šíření jsou shrnuty v tab. 7. Z tabulky je patrné značné kolísání podílu obsazení jednotlivých segmentů v jednotlivých letech, celkově je však vidět vzrůstající tendence. Vývoj rozšíření *Echinocystis lobata* v břehové vegetaci Berounky znázorňuje obr. 8.



Obr. 7: Vývoj podílu segmentů obsazených druhem *Impatiens glandulifera* v jednotlivých úsecích Berounky (období 2002–2005).

Pozn.: Údaje pro rok 2002 zachycují stav před povodní.

Zdroj: Rydlo, písemné sdělení, nepublikováno (graf sestaven autorem).

Tab. 5: Vývoj podílu 500 m dlouhých segmentů s přítomností *Impatiens glandulifera* na dolní Berounce v úseku mezi Roztoky a soutokem s Vltavou (63 km).

rok	podíl obsazených segmentů	zdroj
1982	0	Rydlo 1999
1992	0,8 % ⁵⁵	
1998	66,7 %	
2002 ⁵⁶	97,6%	Rydlo, písemné sdělení, nepublikováno
2003	89,7 %	
2004	81,7 %	
2005	75,4 %	

Tab. 6: Údaje o zastoupení *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci dalších vodních toků v minulosti.

vodní tok	úsek	rok	podíl obsazených segmentů	zdroj
Labe	Jaroměř – Přelouč (67 km)	1976–1978	58 %	Nováková & Rydlo 1980a
Loučná a Halda	Uhersko – soutok s Chrudimkou	1980	1 segment (původ ze zahrádky)	Rydlo 1982
Opatovický kanál	celý (32 km)	1978	3 %	Nováková & Rydlo 1980b

Tab. 7: Vývoj rozšíření *Echinocystis lobata* v břehové vegetaci Labe mezi ř. km 83,0 až 59,0⁵⁷ v letech 2000–2006.

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
levý břeh	4,2 %	0 %	0 %	16,7 %	27,1 %	18,8 %	33,3 %
pravý břeh	6,3 %	0 %	6,3 %	18,8 %	27,1 %	18,8 %	22,9 %

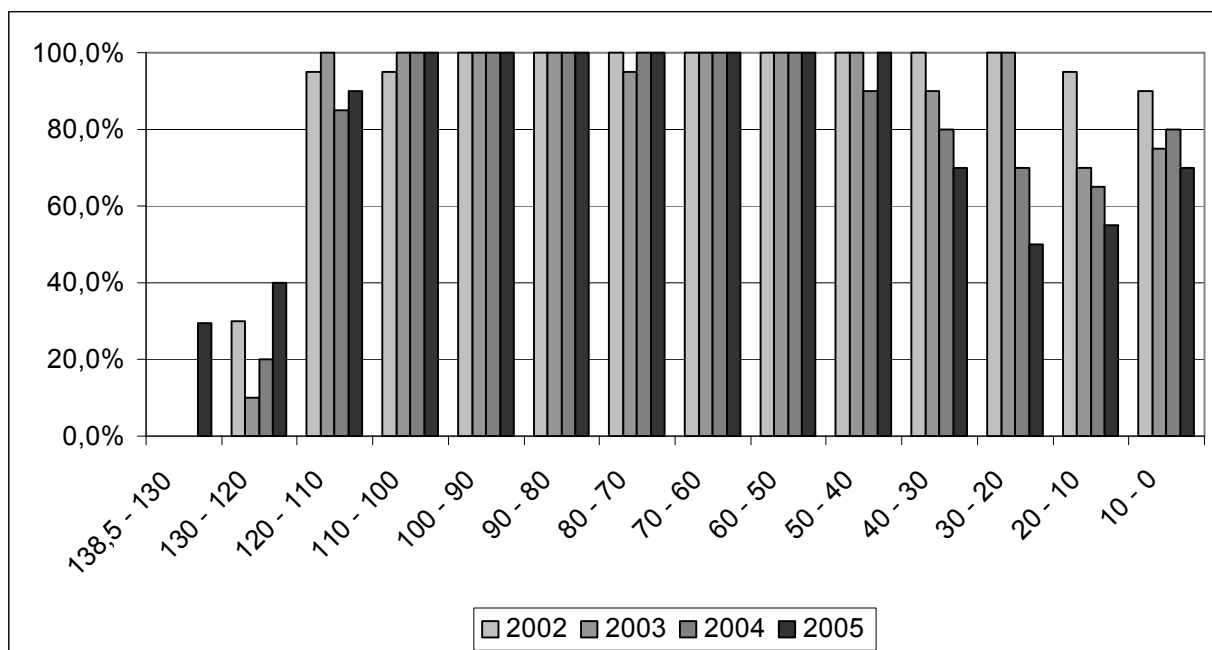
Pozn.: Čísla vyjadřují podíl obsazených segmentů v % (1 segment = 500 m).

Zdroj: Sestaveno autorem podle dat uvedených v práci Rydla (2006).

⁵⁵ = 1 segment.

⁵⁶ Mapováno před povodní.

⁵⁷ V práci Rydla (2006) je zahrnut také úsek mezi ř. km 83,2 až 83,0. Ten však byl při výpočtech zanedbán; *Echinocystis lobata* se v tomto úseku nevyskytoval ani v jednom ze sledovaných období.



Obr. 8: Vývoj podílu segmentů obsazených druhem *Echinocystis lobata* v jednotlivých úsecích Berounky (období 2002–2005).

Pozn.: Údaje pro rok 2002 zachycují stav před povodní.

Zdroj: Rydlo, písemné sdělení (graf sestaven autorem).

6. Použitá metodika mapování a zpracování dat

6. 1. Metodika mapování

Metodika mapování břehové vegetace využitá v této práci byla vytvořena v rámci projektu Projekt VaV SM/2/57/05 – Dlouhodobé změny poříčních ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami. První návrh byl předložen a publikován v červnu 2005 (Matějček in Langhammer et al. 2005).

Pro tvorbu metodiky mapování invazních neofytů byly stanoveny následující požadavky, které do značné míry vycházely ze zadání uvedeného projektu:

- Jednoduchost a z ní vyplývající únosná časová náročnost (=> možnost zmapování co největšího počtu segmentů)
- Vzájemná srovnatelnost dat z jednotlivých segmentů
- Srovnatelnost výsledků s ostatními mapovanými parametry (zejména využití území, úpravy koryta apod.)
- Možnost kvantifikace a statistického zpracování získaných dat.

Na základě těchto kritérií byla vytvořena metodika mapování, která je založena na záznamu přibližného počtu jedinců jednotlivých taxonů v předem stanovených segmentech břehové vegetace. Zvažovány byly i jiné způsoby mapování (zejména fytoecologické snímky, zakres lokality výskytu do mapy a prostý záznam druhů, které se v daném úseku vyskytují). Každý z těchto způsobů však má své nevýhody. Nevýhodou fytoecologických snímků je to, že reprezentují pouze malou část sledovaného území, zaznamenávání lokality výskytu do mapy je velmi pracné a navíc dost dobře neumožňuje hromadné statistické zpracování, prostý záznam druhů, které se v daném území vyskytují, zase neumožňuje provést kvantifikaci.

Přibližný odhad počtu jedinců jednotlivých sledovaných taxonů v jednotlivých předem stanovených **segmentech** břehové vegetace byl zaznamenáván do předem připravených formulářů (viz Příloha 3). Délka segmentů byla stanovena na 500 m (s tolerancí ± 150 m). Tato vzdálenost byla zvolena také proto, aby bylo možné provést srovnání s výsledky mapování prováděného J. Rydlem (Nováková & Rydlo 1980a, Nováková & Rydlo 1980b, Rydlo 1982, Rydlo 1999, Rydlo 2006). Za břehovou vegetaci byl podle Nováka et al. (1986) považován pás vegetace podél vodního toku, omezený na jedné straně vodní hladinou, na druhé straně břehovou hranou.

Celkem byl mapován výskyt 22 invazních neofytů (viz kapitola 2. 4. 1.), jejichž původní areál se nachází převážně mimo Evropu, a zároveň lze předpokládat jejich výskyt v břehové vegetaci vodních toků. Údaje o postavení druhů v invazním procesu a jejich rozšíření byly získány z práce Pyška et al. (2002). Názvy jsou uváděny podle Kubáta et al. (2002). Vzhledem k tomu, že při mapování nebyly rozlišovány některé příbuzné druhy, byl do mapovacích formulářů zaznamenáván výskyt 17 taxonů. Společně byly mapovány:

- *Galinsoga parviflora* a *G. quadriradiata*,
- *Solidago gigantea* a *S. canadensis*,
- *Parthenocissus quinquefolia* a *P. inserta*
- *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis* a *R. × bohemica*.

Mapování bylo prováděno vždy v druhé polovině léta (konec července až začátek září), kdy většina mapovaných druhů kvete, takže jsou v terénu dobře identifikovatelné.

Odhad počtu jedinců jednotlivých taxonů byl zaznamenáván pomocí logaritmické stupnice (1 = 1–9 jedinců, 2 = 10–99 jedinců, 3 = 100–999 jedinců atd.). Logaritmická stupnice byla zvolena proto, že umožňuje eliminaci drobných nepřesností, a zároveň zohledňuje skutečnost, že samotná přítomnost daného druhu je potenciálem pro jeho další šíření.

Sledované segmenty vodních toků byly obvykle definovány na základě říční kilometráže nebo byly odměřovány podle významných orientačních bodů a prvků v krajině (mosty, jezy apod.). Výběr mapovaných úseků byl ovlivněn řadou faktorů, často spíše praktického charakteru (ná vaznost na další práce v rámci projektu, dostupnost apod.), snahou však bylo podchytit úseky v různých geografických a ekologických podmínkách. Získané výsledky proto nelze chápat jako ucelený datový soubor, ale spíše jako souhrnné zhodnocení jednotlivých případových studií. Pro sledování vývoje v období 2006–2008 byly vybrány vodní toky, které byly resp. nebyly v různých časových obdobích postiženy extrémními záplavami.

Vždy bylo sledováno více sousedních segmentů (především z důvodů vyloučení případných anomálií), obvykle 6–10. Většinou byly sledovány oba břehy vodního toku, ale vždy odděleně. Souvislá řada sousedních sledovaných segmentů stejného vodního toku je v textu označována pojmem série resp. **série segmentů**. Pro jednu nebo více sousedních nebo nepřilíživě vzdálených sérií segmentů stejného vodního toku v relativně podobných podmínkách

je v textu používáno označení **úsek**. Většina výsledků uváděných v této práci je vztahována k úsekům.

Vzhledem ke zjištěné velké proměnlivosti zastoupení invazních neofytů v různých částech sledovaných toků nelze získané výsledky interpretovat jako reprezentativní pro celý vodní tok, ale vždy pouze pro část, která byla sledována.

6. 2. Zpracování dat

Při zpracování dat byly využity především běžné metody základní statistiky. Veškeré tabulky a grafy byly zpracovány v programu MS Excel, mapy byly zpracovány v programu Mapinfo Profesional, verze 5. 0.

6. 2. 1. Ukazatele pro jednotlivé segmenty

Pro každý sledovaný segment jsou k dispozici **údaje o počtu jedinců jednotlivých taxonů** sledovaných invazních neofytů, vyjádřené pomocí logaritmické stupnice jako střed daného intervalu (5, 50, 500, 5 000 a 50 000⁵⁸). Na základě těchto dat lze dále pro každý segment vyjádřit následující ukazatele:

- počet zaznamenaných taxonů
- celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů
- prostý index zatížení invazními neofyty
- vážený index zatížení invazními neofyty.

Počet zaznamenaných taxonů (PT) představuje počet mapovaných taxonů (nikoliv druhů), které se v daném segmentu vyskytly, bez ohledu na počet jedinců. Druhy, které byly mapovány společně (*Galinsoga sp.*, *Parthenocissus sp.*, *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.*) byly do tohoto počtu v případě výskytu započítávány pouze jednou, tzn. bez ohledu na to, kolik druhů daného taxonu se v uvedeném segmentu vyskytovalo. Ukazatel může nabývat hodnot od 0 do 17, v praxi byla maximální zaznamenaná hodnota PT = 10.

Celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů (PJ) představuje součet středních hodnot intervalů logaritmické stupnice, které řádově vyjadřují přibližný počet jedinců jednotlivých taxonů. Pokud se tedy v daném segmentu vyskytovalo např. cca 600 ks

⁵⁸ Tato nejvyšší hodnota byla zaznamenána v několika případech u *Helianthus tuberosus*, *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.*

Impatiens glandulifera (tzn. stovky kusů, tzn. hodnota 500) a cca 40 ks *Robinia pseudacacia* (tzn. desítky kusů, tzn. hodnota 50), byla dosazena hodnota $500 + 50 = 550$. Ukazatel může nabývat hodnot od 0 do $+\infty$, v praxi byla maximální zaznamenaná hodnota $PJ = 100\ 555$.

Prostý index zatížení invazními neofyty (I_p) byl navržen tak, aby posílil význam počtu zaznamenaných taxonů. Pro jednotlivé segmenty byl vypočítán podle vzorce: $I_p = \log PJ + PT$, kde PJ = celkový počet nalezených jedinců a PT = počet zaznamenaných taxonů. Výsledná hodnota vyjadřuje celkové zatížení daného segmentu břehové vegetace invazními neofyty, přičemž je brán v úvahu jak počet přítomných druhů (resp. taxonů), tak počet jedinců (hodnoty PT a $\log PJ$ vycházejí ve srovnatelných řádech).

Vážený index zatížení invazními neofyty (I_v) zohledňuje velikost jednotlivých druhů, jejich stabilitu na stanovišti a potenciální nebezpečnost pro přirozenou vegetaci nebo pro člověka a jeho aktivity. Počet jedinců je při výpočtu vážen určitým koeficientem. Hodnoty koeficientů pro jednotlivé taxony včetně dílčích hodnot pro jejich výpočet jsou uvedeny v tab. 8. Při výpočtu koeficientů pro jednotlivé taxony byla brána v úvahu průměrná velikost rostliny, její vytrvalost a potenciální nebezpečnost. Hodnota váženého indexu zatížení invazními neofyty byla pro jednotlivé segmenty vypočtena podle vzorce $I_v = \log (\sum PJ_t \cdot k_t)$, kde PJ_t = počet jedinců taxonu t a k_t = koeficient taxonu t .

Oba indexy představují bezrozměrné číslo a při veškerých výpočtech byla jejich hodnota zaokrouhlována na dvě desetinná místa. Teoreticky mohou nabývat hodnot od 0 do $+\infty$, v praxi byla zaznamenána nejvyšší hodnota $I_p = 13,83$ a $I_v = 5,40$.

Tab. 8: Koeficienty jednotlivých sledovaných taxonů pro výpočet váženého indexu zatížení invazními neofyty.

Hodnocení průměrné velikosti rostliny: 3 = dřeviny nad 5 m, 2 = vzrostlé byliny dorůstající obvykle více než 1 m, 1 = drobné byliny; Hodnocení vytrvalosti: 0 = jednoletý druh, 1 = dvouletý a víceletý druh; Hodnocení potenciální nebezpečnosti: 1 = druhy hodnocené Křivánkem et al. (2004) jako nebezpečné invazní, 2 = druhy hodnocené obvykle jako nejnebezpečnější (*Reynoutria sp.*, *Heracleum mantegazzianum* a *Impatiens glandulifera* – viz např. Křivánek 2003), 0 = ostatní.

Latinský název	velikost	nebezpečnost	vytrvalost	koeficient (k)
<i>Acer negundo</i>	3	1	1	5
<i>Ailanthus altissima</i>	3	1	1	5
<i>Conyza canadensis</i>	1	1	0	2
<i>Erigeron annuus</i>	1	0	0	1
<i>Galinsoga quadriradiata</i> , <i>G. parviflora</i>	1	0	0	1
<i>Helianthus tuberosus</i>	2	1	1	4
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	2	2	1	5
<i>Impatiens glandulifera</i>	2	2	0	4
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1	0	2
<i>Lupinus polyphyllus</i>	1	1	1	3
<i>Lycium barbarum</i>	2	1	1	4
<i>Parthenocissus inserta</i> , <i>P. quinquefolia</i>	2	0	1	3
<i>Quercus rubra</i>	3	1	1	5
<i>Reynoutria japonica</i> , <i>R. sachalinensis</i> , <i>R. bohemica</i>	2	2	1	5
<i>Robinia pseudacacia</i>	3	1	1	5
<i>Rudbeckia laciniata</i>	2	1	1	4
<i>Solidago canadensis</i> , <i>S. gigantea</i>	2	1	1	4

6. 2. 2. Ukazatele pro série segmentů a úseky

Na základě výše uvedených ukazatelů je pro jednotlivé série segmentů a úseky vodních toků dále možné vypočítat následující ukazatele:

- celkový počet taxonů
- průměrný počet taxonů v segmentu
- podíl segmentů s výskytem jednotlivých taxonů
- průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v segmentu
- průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v obsazeném segmentu
- průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu
- průměrná hodnota prostého indexu zatížení invazními neofyty
- průměrná hodnota váženého indexu zatížení invazními neofyty

- podíl segmentů bez výskytu invazních neofytů
- podíl segmentů s výskytem invazních neofytů.

Celkový počet taxonů (PT) vyjadřuje počet zaznamenaných taxonů ve všech segmentech daného úseku. Tento ukazatel nezohledňuje počet jedinců jednotlivých taxonů ani podíl segmentů, v nichž jsou jednotlivé taxony zastoupeny. Může nabývat hodnot od 0 do 17. V praxi se hodnoty pro jednotlivé úseky pohybovaly v intervalu od 0 do 12, průměrná hodnota za soubor 77 sledovaných úseků činila $PT = 5,65$.

Průměrný počet taxonů v segmentu (PT/sg) lze vypočítat podle vzorce:

$$PT/sg = \Sigma (PT_1 \dots PT_x) / x$$

kde x = počet segmentů v úseku a $PT_1 \dots PT_x$ = počet zaznamenaných taxonů v jednotlivých segmentech (1– x). Také tento ukazatel může nabývat hodnot od 0 do 17, v praxi byly zaznamenány hodnoty od 0 do 10, průměrná hodnota za celý soubor sledovaných segmentů činila $PT/sg = 2,00$.

Podíl segmentů s výskytem jednotlivých taxonů = podíl obsazených segmentů (osg) lze vypočítat jako podíl počtu segmentů obsazených daným taxonem a celkového počtu segmentů v úseku. Ukazatel může nabývat hodnot od 0 do 1 a může být vyjádřen v procentech (od 0 % do 100 %).

Průměrný počet jedinců daného taxonu v segmentu (PJ/sg) lze vypočítat jako podíl celkového počtu jedinců daného taxonu ve sledovaném úseku a celkového počtu segmentů v úseku. Celkový počet jedinců daného taxonu lze vypočítat jako součet středních hodnot intervalů přepočtených z logaritmické stupnice (tzn. 5, 50, 500...). Přesnost tohoto ukazatele závisí na celkovém počtu segmentů daného úseku a na podílu segmentů s výskytem daného taxonu. Představuje však syntetizující hodnotu, která zohledňuje jak podíl segmentů obsazených daným taxonem, tak jeho početnost. Tento ukazatel může teoreticky nabývat hodnot od 0 do $+\infty$, v praxi byla v případě několika taxonů zaznamenána nejvyšší hodnota $PJ/sg = 18\ 500$.

Průměrný počet jedinců daného taxonu v obsazeném segmentu (PJ/osg) lze vypočítat jako podíl celkového počtu jedinců daného taxonu ve sledovaném úseku a počtu segmentů daného úseku, v nichž se taxon vyskytoval. Tento ukazatel má vyšší vypovídací hodnotu než ukazatel předchozí, neboť jeho hodnota není závislá na celkovém počtu segmentů daného úseku a na podílu segmentů s výskytem daného taxonu. Tento ukazatel

může teoreticky nabývat hodnot od 0 do $+\infty$, v praxi byla zaznamenána nejvyšší hodnota $PJ/osg = 18\,500$ (v případě *Reynoutria sp.*).

Průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu (PJ/sg) je vypočten jako průměrná hodnota součtu středních hodnot intervalů přepočtených z logaritmické stupnice pro jednotlivé segmenty, tedy jako součet všech těchto hodnot dělený počtem segmentů v daném úseku. Tento ukazatel může teoreticky nabývat hodnot od 0 do $+\infty$, v praxi byla zaznamenána nejvyšší hodnota $PJ/sg = 24\,778$ ks, průměrná hodnota za celý soubor sledovaných segmentů byla 808,8.

Hodnoty PJ/sg a PJ/osg a představují pouze přibližná čísla, neboť již samotné hodnoty přepočtené z logaritmické stupnice jsou značně zaokrouhlené. Proto je třeba výsledků těchto ukazatelů chápat spíše jako vyjádření řádů (desítky, stovky...), nikoliv jako přesné hodnoty.

Průměrné hodnoty prostého a váženého indexu zatížení invazními neofyty (I_p , I_v) jsou vypočteny jako podíl součtu hodnot I_p resp. I_v pro jednotlivé segmenty a celkového počtu segmentů v daném úseku. Tento ukazatel může teoreticky nabývat hodnot od 0 do $+\infty$, v praxi byly zaznamenány nejvyšší průměrné hodnoty za úsek: $I_p = 11,97$ a $I_v = 4,82$. Průměrné hodnoty za celý soubor sledovaných segmentů byl: $I_p = 3,89$ a $I_v = 2,30$.

Podíl segmentů bez výskytu invazních neofytů (sg_0) je vypočten jako podíl počtu segmentů v nichž nebyl nalezen žádný ze sledovaných taxonů a celkového počtu segmentů v daném úseku. Ukazatel může nabývat hodnot od 0 do 1 a může být vyjádřen v procentech (od 0 % do 100 %). V tomto rozpětí se hodnota ukazatele pohybovala také v praxi, průměrná hodnota za celý soubor sledovaných segmentů činila 18 %.

Podíl segmentů s výskytem invazních neofytů (sg_+) představuje podíl segmentů, v nichž se vyskytuje alespoň jeden invazní neofyt, bez ohledu na jeho početnost. Tento ukazatel představuje vzhledem k předchozímu doplněk do 100 % ($sg_+ = 1 - sg_0$).

6. 2. 3. Shluková analýza dat

Shluková analýza dat umožňuje rozdělit objekty (v tomto případě úseky vodních toků) do kategorií podle vzájemné podobnosti a nepodobnosti jejich charakteristik (Hendl 2006). Data byla zpracována v programu SPSS.

Při hierarchickém shlukování hodnot byla použita metoda průměrné vzdálenosti mezi sousedy (Average linkage between groups) tak, aby byla mezi jednotkami uvnitř shluků maximální podobnost a zároveň maximální nepodobnost mezi shluky navzájem. Podobnost

proměnných (míra vzdálenosti) byla hodnocena pomocí Pearsonových korelačních koeficientů, aby se přednostně zohlednila strukturální podobnost sledovaných hodnot v jednotkách před blízkostí jejich číselných hodnot. Hodnoty vstupující do analýzy byly standardizovány pomocí směrodatné odchylky a aritmetického průměru. Požadovaný počet shluků (kategorií) byl předem stanoven v intervalu (2;20), přičemž pro celkové vyhodnocení byly využívány výsledky pro vyšší počet kategorií.

Celkem bylo pracováno s výsledky šesti shlukových analýz, jejichž zadání se lišilo jednak ve způsobu shlukování (na bázi blízkosti, euklidovské vzdálenosti × na bázi strukturální podobnosti, Pearsonova korelace), jednak zadanými daty (početnost taxonů vyjádřená průměrným počtem jedinců v jednom segmentu × přítomnost či nepřítomnost taxonu vyjádřená hodnotami 0 a 1 × přítomnost či nepřítomnost taxonu vyjádřená hodnotami 0 a 1 doplněná průměrným počtem přítomných taxonů v jednom segmentu). Pracováno bylo pouze s úseky, ve kterých se vyskytoval alespoň jeden invazní neofyt, úseky bez invazních neofytů byly předem vyčleněny jako samostatná kategorie. Výsledné dendrogramy a kompletní výsledky shlukových analýz lze najít na příloženém CD.

Za nejvhodnější pro základ typologie byly zvoleny výsledky shlukové analýzy, která pracovala se strukturou zastoupených taxonů a jejich celkovým počtem, přičemž hierarchické shlukování bylo prováděno na bázi strukturální podobnosti (Pearsonovy korelace). Na základě výsledků této analýzy byly vybrány základní velké skupiny úseků s podobnou strukturou a podobným počtem zastoupených taxonů. Zbývající úseky byly na základě odborného odhadu následně přiřazeny k takto vymezeným větším skupinám nebo byly vyčleněny jako samostatné podskupiny. Při konečných úpravách typologie pak byla uvažována také početnost jednotlivých taxonů.

7. Výsledky mapování

Získaná data jsou prezentována převážně za jednotlivé úseky. Jejich vymezení zachycuje mapa na obr. 42 v Příloze 6. Seznam a stručná charakteristika mapovaných úseků jsou uvedeny v tab. 14 (Příloha 4). Kilometráž jednotlivých toků (pokud je uvedena) byla stanovena podle Kohoutka et al. (1978) a podle Základní vodohospodářské mapy ČR v měřítku 1:50 000, v případě Labe byla využita říční navigace přímo v terénu. Pro určení nadmořských výšek úseků bylo využito dílo Vlčka et al. (1984) a dále Základní mapa ČR (1:50 000 a 1:25 000), případně také turistické mapy z produkce KČT v měřítku 1: 50 000.

Data pro jednotlivé segmenty jsou k dispozici na přiloženém CD. Průměrné hodnoty nejaktuálnějších dat za jednotlivé sledované úseky vodních toků jsou shrnuty v tab. 15 (Příloha 4). Obr. 43 (Příloha 6) znázorňuje průměrný počet zaznamenaných taxonů a průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v jednom segmentu. Geografické rozložení hodnot prostého a váženého indexu jednotlivých úseků zachycují mapy na obr. 44 a 45 (Příloha 6), závislost vybraných základních a souhrnných charakteristik na nadmořské výšce znázorňují grafy na obr. 36–39 (Příloha 5).

Z vyhodnocení souhrnných charakteristik za všechny sledované toky vyplývá, že v jednom sledovaném segmentu byly průměrně zaznamenány dva ze sledovaných invazních neofytů (absolutní zjištěné hodnoty byly v rozmezí od 0 do 10), průměrný celkový počet jedinců všech taxonů činil 808,8 ks (pohyboval se v rozmezí od 0 do 57 015⁵⁹), průměrná hodnota prostého indexu zatížení invazními neofyty byla 3,89 (rozmezí od 0 do 13,83) a průměrná hodnota váženého indexu byla 2,30 (v rozmezí od 0 do 5,40).

Nejvýraznější zastoupení invazních neofytů bylo zaznamenáno v břehové vegetaci Bečvy. V jednom sledovaném segmentu zde bylo zaznamenáno v průměru 5,87 invazních neofytů, průměrný počet jedinců v jednom segmentu se pohyboval kolem 13 000 ks, průměrná hodnota prostého indexu zatížení invazními neofyty činila 9,38 a hodnota váženého indexu zatížení invazními neofyty činila 4,09. Všechny tyto hodnoty představovaly nejvyšší dosažené hodnoty ze všech sledovaných toků. Sledované invazní neofyty nebyly naopak vůbec zaznamenány v břehové vegetaci Hamerského potoka, Lučního potoka, Mrliny (pouze v některých úsecích), Střely (pouze v některých úsecích) a Útvinského potoka.

⁵⁹ Tento údaj platí pouze pro soubor nejaktuálnějších údajů, při hodnocení všech dat (včetně segmentů, které byly mapovány opakovaně) byla maximální hodnota PJ = 100 555.

7. 1. Dílčí případové studie za vybrané vodní toky

Cílem této kapitoly je naznačit možný přístup k vyhodnocování získaných dat za jednotlivé toky. Pro tyto účely byly vybrány případové studie: Labe (tok, pro který je k dispozici nejvíce dat), Bečva (příklad toku extrémně zatíženého invazními neofyty), Mrlina a další menší toky v Polabí a Pomoraví (příklad mimořádně nízkého zatížení invazními neofyty) a dále Jizera, Lužnice a Sázava. Přesné vymezení sledovaných úseků a jejich stručná charakteristika jsou uvedeny v tab. 14 (Příloha 4).

7. 1. 1. Labe

Nejobsáhlejší soubor dat je k dispozici pro Labe. Celkem zde bylo sledováno 340 segmentů břehové vegetace, což představuje zhruba 170 km (tj. téměř 46 % z celkových 370 km délky vodního toku na území České republiky). Získaná data lze proto považovat za nejreprezentativnější.

Sledované úseky pokrývají téměř celý tok. Nejvýše položený úsek se nachází nad Špindlerovým Mlýnem, nejnižší položený u Těchlovic na Děčínsku. Nejdelší souvislý soubor dat tvoří úsek mezi Veletovem (nad Kolínem) a Brandýsem nad Labem pro pravý břeh a mezi Kolínem a Brandýsem nad Labem pro levý břeh. V tomto úseku bylo sledováno téměř 100 % segmentů. Pro úseky mezi Poděbrady a Lysou nad Labem a dále nad Mělníkem jsou k dispozici také data za rok 2006. Tak jako v případě všech ostatních toků byly pro následující výpočty vždy využity nejaktuálnější hodnoty pro daný úsek.

Jako celek lze Labe označit z hlediska zastoupení invazních neofytů za průměrné v porovnání s ostatními sledovanými toky ($I_v = 2,56$), přičemž průměrný počet zaznamenaných taxonů v jednom segmentu je mírně nadprůměrný ($PT/sg = 2,64$), průměrný počet jedinců v segmentu je naopak spíše podprůměrný ($PJ/sg = 584$). Podíl segmentů bez invazních druhů ($sg_0 = 10 \%$) je mírně podprůměrný. Rozdíly mezi jednotlivými úseky jsou však značné (viz tab. 15–17 v Příloze 4 a obr. 16 a 17 v Příloze 5).

Zastoupení jednotlivých taxonů je uvedeno v grafech na obr. 14 a 15 (Příloha 5). Nejčastěji se v břehové vegetaci Labe vyskytovaly *Solidago sp.* ($osg = 65 \%$, v úseku nad Kolínem dokonce 100 %), *Impatiens glandulifera* ($osg = 49,4 \%$, ve třech úsecích až 100 %) a *Conyza canadensis* ($osg = 40 \%$ segmentů, v úseku č. 13, tj. v Ústí n. L. až 100 %), nejvyšší průměrné počty jedinců v obsazeném segmentu byly zaznamenány u *Conyza canadensis*

(485), *Parthenocissus sp.* (430), *Helianthus tuberosus* (360), *Reynoutria sp.* (299) a *Solidago sp.* (248). Zaznamenány zde naopak nebyly *Lupinus polyphyllus* a *Rudbeckia laciniata*.

V porovnání s ostatními sledovanými toky je výrazně nadprůměrný podíl segmentů se zastoupením *Solidago sp.* (více než dvojnásobek), průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu však nedosahuje ani poloviny průměrné hodnoty. Hodnoty srovnatelné s průměrem za ostatní toky dosahuje tento taxon pouze v úseku nad Kolínem (č. 6), ve dvou úsecích (č. 1 a 13) naopak nebyl vůbec zaznamenán.

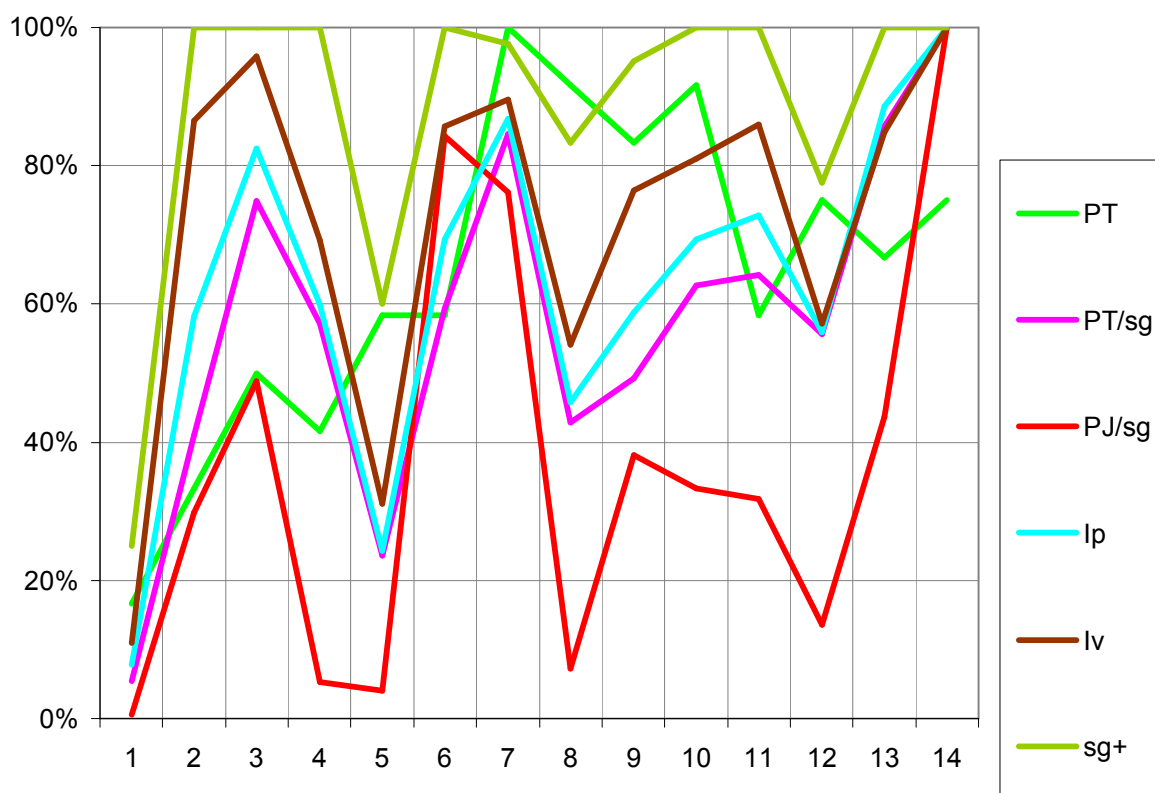
Výrazně nadprůměrné je také zastoupení *Conyza canadensis*, a to jak z hlediska podílu obsazených segmentů (téměř trojnásobek), tak z hlediska počtu jedinců v obsazeném segmentu (zhruba o třetinu více v porovnání s ostatními toky). Nejvyšší průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu byl zaznamenán v úseku nad Kolínem (PJ/osg = 1200 ks), což je téměř čtyřnásobek průměru za soubor všech sledovaných toků. Také u *Erigeron annuus* byl zaznamenán výrazně vyšší podíl obsazených segmentů (rovněž téměř trojnásobek), průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu byl však velmi blízký průměru za všechny sledované toky. Velmi podobně dopadl v tomto relativním srovnání také *Acer negundo*, i když absolutní podíl obsazených segmentů a průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu byl u tohoto druhu výrazně menší než u předchozích dvou druhů. Zhruba dvojnásobný byl v porovnání s ostatními toky podíl segmentů obsazených *Robinia pseudacacia*, přičemž průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu byl přibližně o třetinu vyšší. Nadprůměrné bylo také zastoupení *Parthenocissus sp.*, a to především z hlediska průměrného počtu jedinců v obsazeném segmentu (téměř dvojnásobek).

Výrazně podprůměrné je zastoupení *Impatiens parviflora*, která byla obecně nalézána především v břehové vegetaci menších toků. Na Labi se vyskytovala pouze ve 13,5 % sledovaných segmentů (tj. méně než třetina v porovnání s ostatními sledovanými toky) a také průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu (107,7) nedosahoval ani poloviční hodnoty v porovnání s ostatními sledovanými toky.

Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých sledovaných úsecích, hodnocené pomocí komplexních ukazatelů, znázorňuje graf na obr. 9. Pro jednotlivé ukazatele byla za maximální dosaženou hodnotu v rámci celého toku dosazena hodnota 100 % a ostatní hodnoty byly vztaženy k tomuto maximu. Místo podílu segmentů bez invazních neofytů byla použita hodnota doplňku do 100 % (tedy sg+), čímž bylo dosaženo toho, že vyšší hodnota vyjadřuje vyšší zatížení invazními neofyty, stejně jako u ostatních ukazatelů.

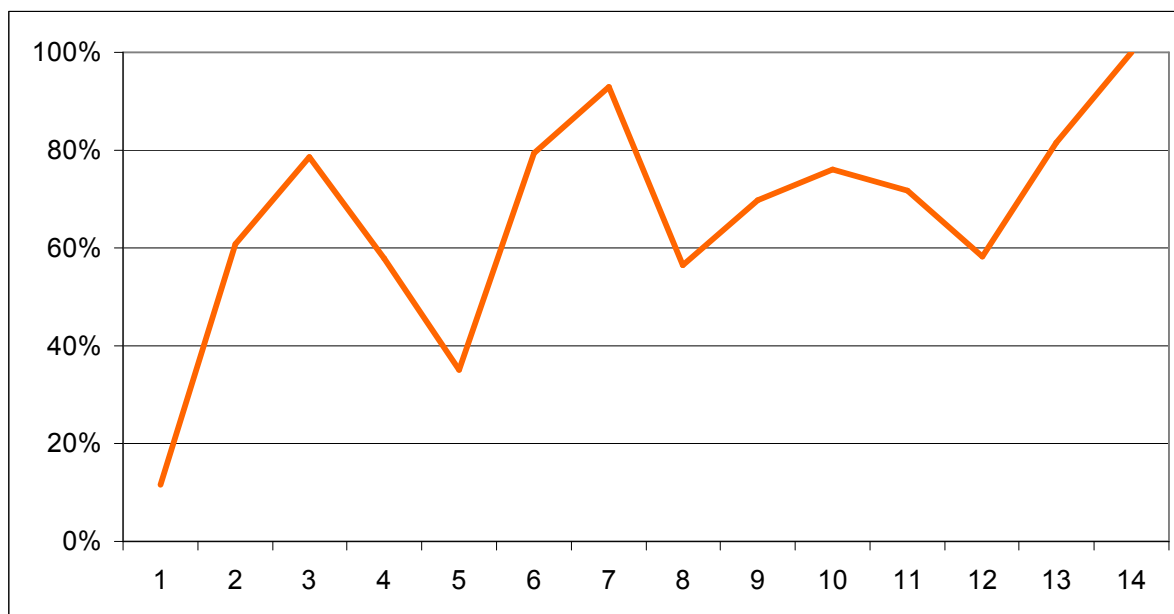
Hodnoty, které jsou pro jednotlivé úseky zaneseny do grafu na obr. 10, vznikly součtem všech šesti veličin uvažovaných v grafu na obr. 9, přičemž výsledná hodnota byla z důvodů názornosti opět přepočtena na stupnici 0–100 %.

Z uvedených grafů je patrný nárůst celkového zatížení invazními neofyty směrem po proudu, tento nárůst však není plynulý. Lokální maxima jsou patrná v úsecích č. 3 a 7, lokální minima naopak v úsecích č. 5, 8 a 12.



Obr. 9: Zastoupení invazních neofytů v jednotlivých úsecích Labe hodnocené pomocí komplexních ukazatelů.

Vysvětlivky: PT = celkový počet zaznamenaných taxonů, PT/sg = průměrný počet taxonů v segmentu, PJ/sg = průměrný počet jedinců v segmentu, Ip = prostý index zatížení invazními neofyty, Iv = vážený index zatížení invazními neofyty, sg+ = podíl segmentů s výskytem invazních neofytů.



Obr. 10: Zhodnocení celkového zatížení invazními neofyty pro jednotlivé úseky Labe.

7. 1. 2. Bečva

Břehová vegetace řeky Bečvy se vyznačovala extrémně vysokým zatížením invazními neofyty, které se v porovnání s ostatními toky projevilo nejvyššími hodnotami všech sledovaných souhrnných charakteristik. Tato skutečnost byla zjištěna již v roce 2006, kdy byla zmapována série segmentů ve městě Přerově, jež byla vytipována jako potenciálně zajímavá pro zmapování na základě práce Dohnala (2005). Ten zjistil na území města řadu lokalit invazních neofytů, zejména *Helianthus tuberosus*. Terénní mapování provedené v roce 2006 značné zatížení invazními neofyty potvrdilo, proto bylo v letech 2007 a 2008 provedeno mapování dalších úseků na řece Bečvě, a to z důvodů vyloučení možné nereprezentativnosti zvoleného úseku. Mapovány byly úseky nad Přerovem, u Lipníka nad Bečvou a u Milotic nad Bečvou. Zjištěné hodnoty z těchto úseků byly dokonce vyšší než hodnoty zjištěné v Přerově.

Celkem bylo ve čtyřech sledovaných úsecích zmapováno 31 segmentů. Průměrná hodnota váženého indexu byla $I_v = 4,09$, průměrný počet taxonů v jednom segmentu byl $PT/sg = 5,87$ a průměrný počet jedinců v segmentu dosáhl hodnoty $PJ/sg = 13\ 020$. Zároveň byla v tomto úseku zaznamenána absolutní maxima hodnot všech základních sledovaných ukazatelů za jeden segment ($PT = 10$, $PJ = 57\ 015$, $I_p = 13,83$ a $I_v = 5,40$). Nebyl zde zaznamenán žádný segment bez výskytu sledovaných invazních neofytů ($sg_0 = 0\ %$).

Z hlediska podílu obsazených segmentů byla nejvýznamnějším invazním neofytem v břehové vegetaci Bečvy *Impatiens glandulifera* ($osg = 83,9\ %$). V 77,4 % segmentů byly

zaznamenány *Helianthus tuberosus*, *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.* Významně byly zastoupeny také druhy *Erigeron annuus* (osg = 71 %), *Robinia pseudacacia* (osg = 61,3 %), *Acer negundo* (osg = 45,2 %) a *Conyza canadensis* (osg = 38,7 %).

Z hlediska počtu jedinců v obsazeném segmentu byly nejvýznamnější *Helianthus tuberosus* (PJ/osg = 8338 ks, v úseku nad Přerovem dokonce 13 438 ks), *Reynoutria sp.* (PJ/osg = 4003 ks, v úseku u Milotic dokonce 18 500 ks – obr. 64 v Příloze 7) a *Solidago sp.* (PJ/osg = 3590 ks, v úseku nad Přerovem dokonce 8938 ks).

V porovnání s ostatními sledovanými toky byly zaznamenány nejen nadprůměrné hodnoty všech sledovaných charakteristik, ale vysoce nadprůměrné bylo také zastoupení většiny zaznamenaných taxonů, a to jak z hlediska podílu obsazených segmentů, tak z hlediska průměrného počtu jedinců (viz obr. 18 a 19 v Příloze 5).

Ze vzájemného srovnání jednotlivých sledovaných úseků vyplývá, že úsek v Přerově byl invazními neofyty zatížen relativně méně než ostatní úseky (viz tab. 15–17 v Příloze 4, obr. 20 a 21 v Příloze 5). Nejvyšší hodnota váženého indexu byla zaznamenána v úseku u Milotic n. B. ($I_v = 4,82$), nejvyšší průměrný počet taxonů v segmentu však byl zaznamenán v úseku u Lipníka n. B. (PT/sg = 8) a nejvyšší průměrný počet jedinců v úseku nad Přerovem (PJ/sg = 24 778). Zatímco v úseku u Milotic n. B. výrazně dominovaly porosty *Reynoutria sp.*, v úseku u Lipníku n. B. dominovaly především porosty *Helianthus tuberosus*, podobně jako v úseku nad Přerovem, kde byly velmi významné také porosty *Solidago sp.*

Vysvětlení extrémního zatížení břehové vegetace řeky Bečvy invazními neofyty není jednoznačné. Výskyt souvislých porostů invazních neofytů zde zmiňuje již Lacina (2003, 2007) – viz kap. 3. Tyto porosty však údajně byly v břehové vegetaci již před katastrofální povodní v roce 1997 a na štěrkopískových náplavech, které byly touto povodní vytvořeny, byl po povodni zaznamenán pouze ostrůvkovitý výskyt *Reynoutria japonica*, *Helianthus tuberosus* a *Impatiens glandulifera*. Povodeň zde sice k rozšíření invazních neofytů mohla přispět, ale nebyla zřejmě jedinou příčinou. Z dalších možných vysvětlení se nabízí poměrně značný antropogenní tlak (relativně velká města, hlavní železniční tah – tratě č. 270 a 280) a svou roli mohou hrát také spádové poměry (zpomalení toku po opuštění Moravskoslezských Beskyd a Hostýnských vrchů).

7. 1. 3. Mrlina a další menší toky v Polabí a Pomoraví

Překvapivě nízké hodnoty všech sledovaných charakteristik byly zaznamenány v břehové vegetaci Mrliny a následně i dalších menších toků v nížinách, které byly vybrány pro srovnání s tímto tokem (Výrovka a její zdrojnice Vavřinec, Cidlina a Výmola ve středním Polabí; Blata v Pomoraví).

Na řece Mrlině byly mapovány čtyři úseky (z toho tři v obou časových horizontech). Ve dvou z nich (při soutoku s Labem a u Vestce) nebyl v roce 2008 zaznamenán žádný z invazních neofytů, ve zbývajících dvou úsecích (pod Rožďalovicemi a pod Kopidlnem) bylo zastoupení invazních neofytů minimální. Zaznamenána zde byla pouze *Impatiens parviflora* (osg = 19,6 %, PJ/osg = 95 ks; všechny segmenty se nacházely v úseku pod Kopidlnem) a *Conyza canadensis* (pouze několik desítek kusů v jediném segmentu úseku pod Rožďalovicemi). Zároveň zde došlo k úbytku počtu jedinců v porovnání s rokem 2006, kdy zde byly zaznamenány také *Reynoutria sp.*, *Galinsoga sp.* a *Helianthus tuberosus*. Také počet jedinců *Impatiens parviflora* byl v roce 2006 více než dvojnásobný. *Conyza canadensis* zde v roce 2006 naopak zaznamenána nebyla, vzhledem k jejímu minimálnímu výskytu v roce 2008 a stanovišti, na němž byla nalezena (kamenné zpevnění toku u můstku) lze však její výskyt považovat za nepodstatný.

Také v břehové vegetaci Výrovky resp. Vavřince (název pro horní část toku) bylo zjištěno minimální zastoupení invazních neofytů a poněkud překvapující je pokles jejich zastoupení směrem po proudu (viz obr. 22 a 23 v Příloze 5). Při soutoku s Labem bylo zaznamenáno pouze několik desítek kusů *Solidago sp.*, které se vyskytovaly ve 30 % segmentů a několik kusů *Conyza canadensis* nalezené v jediném segmentu. V úseku mezi Zvěřínkem a Kostelní Lhotou byly *Solidago sp.* nalezeny rovněž ve 30 % segmentů, ale v některých z nich se vyskytovaly stovky jedinců. Dále zde bylo zaznamenáno několik desítek kusů *Robinia pseudacacia* ve dvou segmentech. Ve sledovaném úseku Vavřince bylo zaznamenáno pouze několik jedinců *Solidago sp.* v jediném segmentu, zato však zde byly zaznamenány desítky, místy až stovky jedinců *Impatiens parviflora*, která byla nalezena v 94 % segmentů (17 z 18) a *Impatiens glandulifera*, která se vyskytovala v 39 % segmentů.

Minimální bylo zastoupení invazních neofytů také v břehové vegetaci sledovaného úseku Cidliny při soutoku s Labem. Bylo zde zaznamenáno pouze několik kusů nebo maximálně několik desítek kusů *Acer negundo*, *Robinia pseudacacia* a *Conyza canadensis*. Každý z těchto druhů byl nalezen vždy pouze v jediném segmentu.

V břehové vegetaci sledovaného úseku Výmoly mezi Mochovem a Císařskou Kuchyní byla nejvýznamnějším neofytem *Impatiens glandulifera*, která byla nalezena v 66,7 % segmentů, řádově v desítkách kusů. Desítky kusů *Parthenocissus sp.* byly nalezeny v 25 % segmentů, *Solidago sp.* v 16,7 % segmentů a *Lycium barbarum* pouze v jediném segmentu.

Pro srovnání s toky ve středním Polabí byla zmapována série segmentů na říčce Blata u Tovačova (poblíž soutoku s Moravou), která má s výše uvedenými toky srovnatelnou velikost povodí i využití území (převážně odlesněná intenzivně využívaná zemědělská krajina). Rovněž zde bylo zastoupení invazních neofytů velmi nízké. Desítky, maximálně stovky kusů *Impatiens glandulifera* byly nalezeny v 56 % segmentů, celkově stovky kusů *Robinia pseudacacia* v 18,8 % segmentů, v jednom segmentu bylo nalezeno několik desítek kusů *Acer negundo* a v jednom segmentu několik kusů *Helianthus tuberosus*.

Nízké zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci menších vodních toků v Polabí a v Pomoraví je velmi překvapující a do jisté míry odporuje dosud všeobecně přijímané představě, že zemědělská krajina bývá na invazní neofyty poměrně bohatá (Lockwood et al., 2007). Jako jedno z vysvětlení se nabízí skutečnost, že zemědělsky využívaná krajina v povodí uvedených toků je i přes chronické disturbance relativně stabilizovaná a nedochází zde k příliš významným krajinným změnám. Jedná se však pouze o nepodloženou úvahu.

7. 1. 4. Jizera

Řeka Jizera představuje příklad středně velkého vodního toku. Zatímco průměrný počet taxonů zaznamenaných v jednom segmentu zde byl spíše nadprůměrný (PT/sg = 2,48), celkový počet jedinců byl naopak spíše podprůměrný (PJ/sg = 609). Celkové zatížení invazními neofyty hodnocené pomocí váženého indexu bylo spíše nadprůměrné ($I_v = 3,03$). Sledováno zde bylo 31 segmentů ve třech úsecích na dolním toku – pod Bakovem nad Jizerou, pod Krnskem a při soutoku s Labem. Pro úsek pod Bakovem nad Jizerou jsou k dispozici také data z roku 2006, která umožňují srovnání vývoje ve sledovaném období.

Zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci Jizery zachycují obr. 24–27 v Příloze 5. Nejčastějším druhem byla *Impatiens glandulifera*, která byla nalezena v 96,8 % sledovaných segmentů (30 z 31). Následují *Solidago sp.* (osg = 45,2 %) a *Impatiens parviflora* (osg = 25,8 %). V porovnání s ostatními sledovanými toky je zastoupení *Impatiens glandulifera* a *Solidago sp.* výrazně nadprůměrné. Nadprůměrné bylo také zastoupení *Acer*

negundo, *Conyza canadensis*, *Galinsoga* sp., *Helianthus tuberosus* a *Parthenocissus* sp. Podprůměrné bylo naopak zastoupení *Impatiens parviflora*.

Průměrný počet jedinců byl nejvyšší u *Impatiens glandulifera* (PJ/sg = 467 ks), což je zhruba o 40 % více v porovnání s průměrem za všechny sledované toky. U ostatních taxonů byly počty jedinců podprůměrné.

V úseku pod Bakovem nad Jizerou bylo zastoupení invazních neofytů nejnižší ze všech třech sledovaných úseků ($I_v = 2,85$; PT/sg = 1,75; PJ/sg = 309 ks). Nejvýznamnějším invazním neofytem zde byla *Impatiens glandulifera*, která byla nalezena ve všech sledovaných segmentech, a to řádově v desítkách až stovkách kusů. V jedné třetině segmentů byly nalezeny desítky kusů *Solidago* sp., ostatní nalezené neofyty (*Galinsoga* sp., *Helianthus tuberosus*, *Robinia pseudacacia* a *Conyza canadensis*) byly nalezeny vždy pouze v jediném segmentu, maximálně v desítkách kusů. V porovnání s rokem 2006 zde došlo k velmi mírnému poklesu počtu jedinců všech sledovaných invazních neofytů. Tento pokles je však nízký, takže zdejší populace lze označit spíše za stabilizované.

V úseku pod Krnskem byla zaznamenána nejvyšší průměrná hodnota počtu taxonů v segmentu (PT/sg = 3,25). Tuto hodnotu ovlivnilo několik segmentů, v nichž bylo zaznamenáno 5 taxonů. Celkový počet jedinců v segmentu byl PJ/sg = 371 ks a hodnota váženého indexu byla $I_v = 3,01$. Nejvýznamnějším invazním neofytem byla podobně jako v předchozím úseku *Impatiens glandulifera*, která byla zaznamenána ve všech segmentech, a to řádově v desítkách až stovkách kusů. Relativně významné bylo také zastoupení *Impatiens parviflora* a *Solidago* sp. (v obou případech desítky kusů v 75 % segmentů). Řádově v desítkách kusů se vyskytovaly také taxony *Acer negundo*, *Galinsoga* sp. a *Helianthus tuberosus*, které však byly nalezeny pouze v několika úsecích.

Nejvyšší celkové počty jedinců byly zaznamenány v úseku při soutoku s Labem (PJ/sg = 1110 ks), průměrný počet taxonů v segmentu činil PT/sg = 2,73. V nejvíce zatíženém segmentu – mezi říčními kilometry 1,0–1,5 na pravém břehu – bylo nalezeno 8 taxonů s celkovým počtem 5800 jedinců. Hodnota váženého indexu byla nejvyšší ze sledovaných úseků Jizery ($I_v = 3,23$). *Impatiens glandulifera* se vyskytovala ve všech segmentech s výjimkou jediného, a to obvykle ve stovkách jedinců (v jednom segmentu bylo zaznamenáno až několik tisíc exemplářů). Stovky kusů *Solidago* sp. byly zaznamenány v 36,4 % segmentů, podobně jako *Parthenocissus* sp. Desítky kusů *Erigeron annuus* a *Conyza canadensis* byly zaznamenány ve 27,3 % segmentů, ostatní neofyty byly zaznamenány pouze v jediném segmentu.

V porovnání s ostatními sledovanými přítoky středního Labe (viz předchozí podkapitola) je břehová vegetace Jizery výrazně více zatížena invazními neofyty a jejich zastoupení se ve sledované části toku postupně zvyšuje směrem po proudu, což je celkem logicky zdůvodnitelné přísunem diaspor. S výjimkou jediného byla ve všech sledovaných segmentech nalezena *Impatiens glandulifera*, která se zde vyskytuje již zhruba 100 let a pravděpodobně se odtud rozšířila i do břehové vegetace Labe (Nováková & Rydlo, 1980). Podle Slavíka (1997) došlo počátkem 20. století⁶⁰ na březích Jizery u Turnova k pravděpodobně první naturalizaci druhu na území Čech.

7. 1. 5. Lužnice

Na řece Lužnici bylo sledováno celkem 18 segmentů ve dvou úsecích (u Majdaleny a dále mezi Vlkovem n. L. a Veselím n. L.). Celkově lze sledované úseky hodnotit jako podprůměrně zatížené invazními neofyty ($I_v = 2,07$, $PT/sg = 1,56$, $PJ/sg = 325$ ks, $sg_0 = 27,8$ %).

Zastoupení jednotlivých taxonů je znázorněno na obr. 28 a 29 v Příloze 5. Z hlediska podílu obsazených segmentů i z hlediska početnosti byly nejvýznamnějšími druhy *Impatiens glandulifera* ($osg = 44,4$ %, $PJ/osg = 331$ ks) a *Rudbeckia laciniata* ($osg = 44,4$ %, $PJ/osg = 275$ ks) a *Impatiens parviflora* ($osg = 33,3$ %, $PJ/osg = 125$ ks). Ve srovnání s ostatními sledovanými toky je výjimečné zejména významné zastoupení *Rudbeckia laciniata* (obr. 65).

Mezi oběma sledovanými úseky byl značný rozdíl (viz obr. 30 a 31 v Příloze 5). Celkově výrazně vyšší bylo zastoupení invazních neofytů v úseku u Majdaleny ($I_v = 3,30$; $PT/sg = 2,50$; $PJ/sg = 688$, $sg_0 = 0$ %). *Impatiens glandulifera* a *Rudbeckia laciniata* byly v tomto úseku zastoupeny ve všech segmentech.

V úseku mezi Vlkovem n. L. a Veselím n. L. bylo celkové zastoupení invazních neofytů výrazně nižší ($I_v = 1,08$; $PT/sg = 0,80$; $PJ/sg = 36$, $sg_0 = 50$ %) a také jejich druhové složení bylo odlišné. *Impatiens glandulifera* a *Rudbeckia laciniata* se zde vůbec nevyskytovaly a nejvýznamnějšími invazními neofyty zde byly *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Reynoutria sp.*, a *Robinia pseudacacia*. Podíl obsazených segmentů i průměrný počet jedinců byl však u těchto druhů dosti nízký.

⁶⁰ Literární údaj pochází z roku 1903

7. 1. 6. Sázava

Břehová vegetace Sázavy byla sledována ve dvou úsecích, a to pod Rataji n. S. a nad městem Sázavou. Z hlediska celkového zatížení invazními neofyty lze tok hodnotit jako nadprůměrně zatížený ($I_v = 3,43$; $PT/sg = 2,40$; $PJ/sg = 4419$ ks, $sg_0 = 0$ %).

Zastoupení jednotlivých taxonů je znázorněno na obr. 32–35 v Příloze 5. Nejrozšířenějšími invazními neofyty zde byly *Impatiens glandulifera* ($osg = 100$ %, $PJ/osg = 4280$ ks), *Solidago sp.* ($osg = 46,7$ %, $PJ/osg = 114$ ks) a *Impatiens parviflora* ($osg = 33,3$ %, $PJ/osg = 230$ ks). Ve srovnání s ostatními sledovanými toky je výrazně nadprůměrné zejména zastoupení *Impatiens glandulifera*, a to jak z hlediska podílu obsazených segmentů, tak z hlediska počtu jedinců. Zvláště mimořádné je zastoupení tohoto druhu v úseku pod Rataji nad Sázavou. Také zastoupení většiny ostatních významněji zastoupených invazních neofytů je v tomto úseku vyšší v porovnání s úsekem nad městem Sázavou.

7. 2. Typologie mapovaných úseků podle jejich zatížení invazními neofyty

Předložený návrh typologie zmapovaných úseků vodních toků je založen na porovnání struktury a částečně také početnosti zastoupených invazních neofytů v jednotlivých úsecích. Základem pro typologii byly výsledky shlukové analýzy dat, která byla provedena podle postupu popsaného v kapitole 6. 2. 3. Zadání a výsledky shlukové analýzy jsou uloženy na přiloženém CD.

Sledované úseky byly rozděleny celkem do 9 základních skupin a dalších 9 podskupin, z nichž jedna byla vymezena jako přechodná. Zařazení sledovaných úseků do skupin znázorňuje mapa na obr. 46 v Příloze 6. Charakteristika jednotlivých skupin a podskupin je uvedena v následujícím přehledu:

Skupina A – základní skupina a1

Zařazené úseky: Bečva 2, Bečva 3, Bečva 4, Berounka (všechny sledované úseky), Jizera 3, Labe 8, Labe 9, Labe 10, Ploučnice.

Zahrnuje úseky s celkově velmi výrazným zastoupením invazních neofytů, které se zde zároveň vyskytují s relativně vysokou početností. Ve všech úsecích jsou zastoupeny *Reynoutria sp.*, *Parthenocissus sp.*, *Impatiens parviflora*, *Impatiens glandulifera*, *Robinia pseudacacia*, *Conyza canadensis* a *Solidago sp.* Ve většině případů jsou zastoupeny také

Galinsoga sp., *Helianthus tuberosus* a *Erigeron annuus*. Poněkud specifické v rámci této skupiny jsou úseky na Bečvě (zejména úseky 2 a 3), které se vyznačují mimořádně vysokou početností *Helianthus tuberosus* (desetitisíce jedinců v jednom segmentu), *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.* (tisíce jedinců v jednom segmentu). Oproti ostatním segmentům je v břehové vegetaci Bečvy více zastoupen také *Acer negundo* (desítky jedinců v jednom segmentu).

podskupina a2

Zařazený úsek: Bečva 1.

Tento úsek je z hlediska zastoupení invazních neofytů velmi blízký ostatním sledovaným úsekům na řece Bečvě, zejména vysokou početností *Reynoutria sp.*, *Helianthus tuberosus* a *Solidago sp.* Nižší je však početnost *Acer negundo* a nejsou zde zastoupeny *Impatiens parviflora* a *Conyza canadensis*.

podskupina a3

Zařazené úseky: Labe 6, Otava, Teplá 3.

Narozdíl od základní skupiny a1 se úseky této skupiny vyznačují celkově nižší početností zastoupených invazních neofytů, přičemž v některých úsecích některé z nich zcela scházejí.

Skupina B – základní skupina b1

Zařazené úseky: Labe 12, Ohře (všechny sledované úseky).

Také úseky zařazené v této skupině se vyznačují celkově významným zastoupením invazních neofytů. Ve všech úsecích jsou s různou početností zastoupeny *Impatiens parviflora*, *I. glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Robinia pseudacacia*, *Solidago sp.* a *Lycium barbarum*, jejichž výskyt je pro tuto skupinu specifický. Ve většině úseků jsou zastoupeny také *Reynoutria sp.* a *Conyza canadensis*. Úsek Labe 12 se od úseků na řece Ohři liší celkově nižší početností zastoupených invazních neofytů (maximálně desítky kusů v jednom segmentu), jejich struktura je však obdobná.

podskupina b2

Zařazený úsek: Labe 7.

Tento úsek se od ostatních úseků skupiny b liší zejména početností jednotlivých invazních neofytů. Vyšší je zejména zastoupení *Parthenocissus sp.*, *Robinia pseudacacia* a *Conyza canadensis*, zastoupení ostatních taxonů je obdobné nebo naopak spíše nižší a některé neofyty

zde zcela chybějí (*Lycium barbarum*, *Reynoutria sp.*). Specifické je zastoupení *Quercus rubra*, byť s nízkou početností.

podskupina b3

Zařazený úsek: Výmola.

Tento úsek je z hlediska struktury i početnosti invazních neofytů dosti specifický. Strukturou taxonů (*Lycium barbarum*, *Parthenocissus sp.*, *Impatiens parviflora* a *Solidago sp.*) připomíná „ochuzenou“ strukturu taxonů zastoupených v základní skupině b1, jejich početnost je však celkově nízká (maximálně desítky jedinců v jednom segmentu).

Skupina C – základní skupina c1

Zařazené úseky: Lomnický potok, Otročínský potok, Pramenský potok, Teplá 1, Teplá 2.

Specifické pro tuto skupinu je zastoupení *Lupinus polyphyllus* a *Heracleum mantegazzianum*. Vedle těchto invazních neofytů, které se v břehové vegetaci ostatních sledovaných toků vyskytovaly pouze minimálně, se zde obvykle vyskytují také *Solidago sp.* a v břehové vegetaci Lomnického potoka a střední Teplé (Teplá 2) také *Reynoutria sp.*, *Impatiens parviflora* a *I. glandulifera*.

Skupina D – základní skupina d1

Zařazené úseky: Dobranovský potok, Labe 3, Libchava, Svitávka, Tichá Orlice.

Do této skupiny byly zařazeny úseky s dominantním zastoupením *Reynoutria sp.*, *Impatiens parviflora*, *I. glandulifera* a *Solidago sp.* Ostatní taxony jsou zastoupeny pouze nepatrně.

podskupina d2

Zařazené úseky: Lužnice 1, Sázava 2.

Úseky zařazené v této podskupině mají k základní skupině d1 blízko zejména dominantním zastoupením *Impatiens parviflora* a *I. glandulifera*, chybějí zde však *Reynoutria sp.* a v úseku Lužnice 1 také *Solidago sp.* Specifické je naopak zastoupení *Rudbeckia laciniata*, zejména v úseku Lužnice 1.

Skupina E – základní skupina e1

Zařazené úseky: Jizera 2, Labe 11, Labe 14, Odra.

Do této skupiny byly zařazeny úseky s relativně vyšším zastoupením invazních neofytů. Zastoupeny jsou zde *Impatiens glandulifera* (stovky jedinců v jednom segmentu), *Solidago*

sp., *Acer negundo* a *Galinsoga sp.*, ve většině úseků také *Impatiens parviflora*, *Helianthus tuberosus*, *Erigeron annuus* a *Conyza canadensis*.

podskupina e2

Zařazené úseky: Jizera 1.

Tento úsek se strukturou zastoupených neofytů blíží základní skupině e1, chybí tu však *Acer negundo* a početnost ostatních neofytů, s výjimkou *Impatiens glandulifera*, je relativně nízká.

Skupina F – základní skupina f1

Zařazené úseky: Bystrá, Opava, Labe 2, Sázava 1.

Do této skupiny byly zařazeny úseky se středním až nadprůměrným zatížením invazními neofyty. Ve všech úsecích se vyskytují *Reynoutria sp.*, *Impatiens parviflora* a *Conyza canadensis*, ve většině úseků také *Impatiens glandulifera* a *Solidago sp.* Mimořádně vysoká je početnost *Impatiens glandulifera* v úseku Sázava 1.

podskupina f2

Zařazené úseky: Labe 5, Labe 13.

Strukturou druhů se tyto úseky blíží základní skupině f1. Jsou zde zastoupeny *Reynoutria sp.*, *Impatiens glandulifera*, *Galinsoga sp.*, *Erigeron annuus* a *Conyza canadensis*. Minimální je naopak zastoupení *Impatiens parviflora* a *Solidago sp.*

přechodná podskupina f – g

Zařazený úsek: Střela 6.

Tento úsek se svou strukturou zastoupených taxonů a jejich početností nachází zhruba mezi skupinami f1 a g1, proto byl vyčleněn do samostatné přechodné podskupiny.

Skupina G – základní podskupina g1

Zařazené úseky: Chrudimka, Malše, Lužnice 2.

Skupina sdružuje úseky s průměrným zastoupením invazních neofytů, přičemž jednotlivé taxony se vyskytují maximálně v desítkách až stovkách kusů na jeden segment. Ve všech úsecích jsou zastoupeny *Reynoutria sp.*, *Impatiens parviflora*, *Helianthus tuberosus* a *Robinia pseudacacia*, schází zde naopak *Impatiens glandulifera*.

Skupina H – základní skupina h1

Zařazené úseky: Borecký potok, Cidlina, Dolský potok, Kaznějovský potok, Kralovický potok, Labe 1, Manětínský potok, Morava, Mrlina 1, Mrlina 2, Rousínovský potok, Střela 2, Střela 4, Střela 5, Úpa, Výrovka (všechny sledované úseky).

Úseky zařazené do této skupiny se vyznačují celkově nízkým zastoupením invazních neofytů, obvykle s jedním až dvěma dominantními taxony – *Impatiens parviflora*, *I. glandulifera* nebo *Solidago sp.*, které dosahují početnosti řádově desítek, nejvýše stovek kusů. Zastoupení ostatních taxonů je obvykle zcela zanedbatelné.

podskupina h2

Zařazené úseky: Blata, Labe 4.

Také tyto úseky se vyznačují celkově nízkým zastoupením invazních neofytů, narozdíl od předchozí skupiny je však taxonů zastoupeno více (2–4), průměrná početnost v jednom úseku se však pohybuje pouze v řádu desítek kusů.

Skupina I – základní skupina i1

Zařazené úseky: Hamerský potok, Luční potok, Mrlina 3, Mrlina 4, Střela 1, Střela 3, Útvinský potok.

Do této skupiny byly zařazeny úseky bez výskytu invazních neofytů.

7. 3. Vyhodnocení podle jednotlivých sledovaných taxonů

Údaje o podílu obsazených segmentů a průměrném počtu jedinců v obsazeném segmentu jsou uvedeny v tab. 9, zastoupení jednotlivých taxonů v břehové vegetaci jednotlivých toků je znázorněno v sérii map na obr. 47–63 v Příloze 6.

Tab. 9: Podíl úseků obsazených jednotlivými taxony (osg) a průměrný počet jedinců v obsazeném úseku (PJ/osg) pro jednotlivé taxony.

	Podíl obsazených segmentů	Průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu
<i>Acer negundo</i>	4,5 %	45,9
<i>Ailanthus altissima</i>	1,2 %	22,1
<i>Conyza canadensis</i>	14,7 %	354
<i>Erigeron annuus</i>	10,0 %	78,6
<i>Galinsoga sp.</i>	4,5 %	95,6
<i>Helianthus tuberosus</i>	8,3 %	2132,4
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	4,5 %	27,8
<i>Impatiens glandulifera</i>	42,9 %	331,5
<i>Impatiens parviflora</i>	42,6 %	268
<i>Lupinus polyphyllus</i>	3,0 %	227,4
<i>Lycium barbarum</i>	0,7 %	83,8
<i>Parthenocissus sp.</i>	4,0 %	239,3
<i>Quercus rubra</i>	0,4 %	27,5
<i>Reynoutria sp.</i>	13,6 %	840,8
<i>Robinia pseudacacia</i>	15,3 %	137,2
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0,6 %	221
<i>Solidago sp.</i>	29,0 %	527,8

Za nejvýznamnější taxony břehové vegetace mapovaných vodních toků lze na základě získaných výsledků považovat *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*, *Robinia pseudacacia*, *Conyza canadensis*, *Reynoutria sp.*, *Erigeron annuus* a *Helianthus tuberosus*. Tyto taxony obsadily největší podíl sledovaných segmentů a vyskytovaly se obvykle v řádu stovek jedinců na jeden obsazený taxon. Nejvyšší průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu (přes 2000 jedinců/segment) byl zaznamenán u *Helianthus tuberosus*, u *Erigeron annuus* byl naopak průměrný počet pouze kolem 80 jedinců/segment. U některých dalších invazních neofytů (zejména *Heracleum mantegazzianum*, *Lupinus polyphyllus* a *Rudbeckia laciniata*) bylo zjištěno významné zastoupení v břehové vegetaci jednoho nebo jen několika vodních toků.

Těžiště výskytu většiny sledovaných taxonů se nacházelo v nižších nadmořských výškách a s přibývajícím nadmořskou výškou klesal jak podíl obsazených segmentů, tak

průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu (viz obr. 40 a 41 v Příloze 5). Výjimku představují pouze druhy *Heracleum mantegazzianum* a *Lupinus polyphyllus* (viz dále).

V následujícím přehledu jsou shrnuty základní výsledky podle jednotlivých sledovaných taxonů.

Acer negundo byl nejvíce zastoupen v břehové vegetaci Bečvy (33,3–57,1 % segmentů, většinou přes 100 jedinců/obsazený segment), středního a dolního Labe (až 26,3 % obsazených segmentů, desítky až stovky jedinců v obsazeném segmentu) a některých dalších toků (Odra, Jizera, Ohře, dolní Labe aj. Celkové zastoupení však bylo poměrně malé jak z hlediska podílu obsazených segmentů (4,5 %), tak z hlediska počtu jedinců (průměrně 45,9 jedinců/obsazený segment).

Ailanthus altissima byl zjištěn pouze v 1,2 % segmentů, a to s dosti nízkou průměrnou početností (22,1 ks/obsazený segment). Nejvíce byl zastoupen v břehové vegetaci Ohře (z toho nejvíce v úseku č. 2 – 14,6 % obsazených segmentů) a dále v některých úsecích Bečvy, Berounky, středního Labe a Teplé (5–8 % obsazených segmentů).

Conyza canadensis byla zaznamenána v břehové vegetaci řady vodních toků. Celkem byla zastoupena ve 14,7 % segmentů, s průměrnou početností 354 jedinců v obsazeném segmentu. Nejsilněji byl druh zastoupen v břehové vegetaci středního a dolního Labe, Odry (více než polovina segmentů, obvykle řádově stovky jedinců) a v menší míře také Bečvy a Berounky. Druh se velmi často uplatňoval v sukcesně mladých porostech s převahou bylinné vegetace a zejména tam, kde došlo k vybetonování břehů, případně jeho zpevnění kameny. Tato stanoviště odpovídají ekologickým nárokům druhu (viz kap. 2. 4. 1.).

Na podobných stanovištích byl nejčastěji nalezen také *Erigeron annuus*, který byl zaznamenán v 10 % sledovaných segmentů s průměrnou početností necelých 80 ks/obsazený segment. Nejsilnější zastoupení bylo zjištěno na středním a dolním Labi. Dosti častý, avšak nepříliš početný byl také v břehové vegetaci Bečvy a Odry.

Galinsoga quadriradiata a *G. parviflora* byly zaznamenány v břehové vegetaci řady vodních toků, většinou však s poměrně nízkou početností (necelých 100 ks/obsazený segment) a ani podíl obsazených segmentů obvykle nebyl příliš vysoký (celkově činil 4,5 %). Nejvíce byly tyto druhy zastoupeny v břehové vegetaci dolního Labe a v menší míře také Bečvy a Berounky.

Druh *Helianthus tuberosus* byl zastoupen pouze v 8,3 % sledovaných segmentů, díky své obrovské početnosti (přes 2000 ks/obsazený segment) však patřil mezi nejvýznamnější sledované invazní neofyty. Nejvíce byl zastoupen v břehové vegetaci Bečvy, kde dosahoval

také nejvyšší početnosti (tisíce jedinců v obsazeném segmentu). Velmi hojný a častý byl také v břehové vegetaci dolního Labe a Ohře.

Druh *Heracleum mantegazzianum* byl zaznamenán pouze ve 4,5 % všech sledovaných segmentů, s těžištěm výskytu v břehové vegetaci vodních toků v povodí Střely a především Teplé (max. Pramenský potok – 68,4 % segmentů). Tyto výsledky odpovídají dosud známým skutečnostem o rozšíření uvedeného druhu (viz kap. 2. 4. 1.). Početnost však byla u tohoto druhu relativně malá a v žádném ze sledovaných případů nepřesáhla desítky kusů na jeden obsazený segment. Narozdíl od většiny ostatních sledovaných taxonů se těžiště výskytu druhu nacházelo ve středních nadmořských výškách, zhruba mezi 400–700 m.

Impatiens glandulifera byla nejčastěji zaznamenaným druhem (42,9 % obsazených segmentů, přes 300 ks/obsazený segment). V některých úsecích Bečvy, Berounky, Jizery, Labe, Lužnice, Odry, Otavy (obr. 66), Sázavy a Teplé byla nalezena ve všech sledovaných segmentech, obvykle v řádu stovek kusů. Za těžiště jejího výskytu lze označit vodní toky střední velikosti, na řadě menších vodních toků naopak nalezena nebyla.

Druhým nejčastěji zaznamenaným druhem byla *Impatiens parviflora* (42,6 % obsazených segmentů, přes 250 ks/obsazený segment), která byla v břehové vegetaci několika vodních toků v povodí Ploučnice a Střely nalezena ve všech sledovaných segmentech, početnost se obvykle pohybovala v řádu stovek kusů v obsazeném segmentu. Její rozšíření však bylo značně nerovnoměrné (jak v rámci jednotlivých povodí, tak i v rámci jednotlivých toků). Za těžiště jejího výskytu lze označit spíše menší toky a horní úseky toků.

Lupinus polyphyllus byl zaznamenán pouze v břehové vegetaci některých toků v povodí Teplé (zde v některých případech až v řádu stovek kusů; v břehové vegetaci Otročínského potoka byl navíc nalezen ve všech sledovaných segmentech) a velmi ojediněle také v břehové vegetaci Kralovického potoka v povodí Střely. Narozdíl od celkově nízkého podílu obsazených segmentů (3 %) je tedy průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu (přes 200 ks) v porovnání s ostatními taxony poměrně vysoký. Těžiště výskytu druhu se nacházelo ve středních nadmořských výškách, zhruba mezi 500–700 m. Tím se liší od většiny ostatních sledovaných taxonů.

Druh *Lycium barbarum* byl zaznamenán pouze v břehové vegetaci Ohře (zejména v úsecích na dolním toku) a dále Výmoly a jednoho úseku Labe. Početnost se pohybovala řádově v desítkách jedinců v obsazeném segmentu, celkem byl druh nalezen v 0,7 % sledovaných segmentů a jeho výskyt v břehové vegetaci sledovaných toků lze považovat za nepodstatný.

Sledované druhy rodu *Parthenocissus* byly zaznamenány ve 4 % sledovaných segmentů, obvykle v řádu stovek kusů. Za těžiště výskytu lze v rámci břehové vegetace sledovaných toků označit Bečvu, Berounku a střední Labe.

Quercus rubra byl zaznamenán pouze v několika segmentech břehové vegetace středního Labe a Ploučnice, a to maximálně v řádu desítek kusů. Celkově byl nalezen pouze v 0,4 % sledovaných segmentů a jeho výskyt v břehové vegetaci sledovaných toků lze považovat za nepodstatný.

Reynoutria sp. byly zaznamenány ve 13,6 % segmentů břehové vegetace velkého počtu sledovaných vodních toků, obvykle v řádu stovek jedinců. V břehové vegetaci Bečvy byly ve třech úsecích zaznamenány ve všech sledovaných segmentech, a to řádově v počtu tisíců jedinců v jednom obsazeném segmentu. Ve většině případů se jednalo o *R. japonica* nebo *R. × bohemica*, naopak *R. sachalinensis* byla se vyskytovala pouze výjimečně.

Také druh *Robinia pseudacacia* byl zaznamenán v břehové vegetaci mnoha sledovaných vodních toků, celkem v 15,3 % sledovaných segmentů. Počty jedinců se však pohybovaly pouze v řádu desítek až stovek jedinců. Relativně nejvíce (z hlediska podílu obsazených segmentů i počtu jedinců v obsazeném segmentu) byl druh zastoupen v břehové vegetaci Bečvy, Berounky, středního Labe, Malše a Ohře. V břehové vegetaci řady menších vodních toků, zejména ve vyšších nadmořských výškách, naopak zaznamenán nebyl.

Rudbeckia laciniata byla zaznamenána pouze v břehové vegetaci horního úseku Lužnice (zde byla zaznamenána ve všech sledovaných úsecích s průměrnou početností v řádu stovek jedinců) a dále v několika exemplářích v břehové vegetaci Sázavy (zde se ovšem s největší pravděpodobností jednalo o zplanění z nedaleké zahrádky).

Solidago canadensis a *S. gigantea* byly třetím nejčastěji zaznamenaným taxonem (29 % sledovaných úseků) a byly nalezeny v břehové vegetaci většiny sledovaných vodních toků. V břehové vegetaci Chrudimky a také některých úseků Bečvy a středního Labe byly zaznamenány ve všech sledovaných úsecích. Také početnost byla značná a pohybovala se nejčastěji v řádu stovek (v případě Bečvy až tisíců) jedinců na obsazený úsek.

7. 4. Vývoj v letech 2006–2008

Pro sledování vývoje v letech 2006–2008 mohla být využita data pro 218 segmentů z 10 vodních toků. Jedná se o tyto toky: Bečva (úsek Bečva 4), Jizera (úsek Jizera 1), Labe (dva úseky: mezi Poděbrady a Lysou, tzn. část úseku Labe 7 + úseky Labe 8, 9; mezi Štěpánským mostem v Obříství a Mělníkem, tzn. část úseku Labe 11), Lužnice (úseky Lužnice 1, 2), Morava, Mrlina (úseky Mrlina 1, 2, 3), Odra, Opava, Sázava (úseky Sázava 1, 2) a Tichá Orlice.

Údaje o vývoji v uvedeném období pro jednotlivé taxony a jednotlivé vodní toky jsou uvedeny v tab. 18–20 (Příloha 4). Změna v celkovém počtu jedinců jednotlivých taxonů (PJ/sg) na jeden segment je znázorněna na obr. 11, obr. 12 znázorňuje změnu v podílu obsazených segmentů jednotlivými zaznamenávanými invazními neofyty. Změnu v celkovém počtu jedinců všech zaznamenávaných taxonů invazních neofytů v břehové vegetaci jednotlivých vodních toků znázorňuje obr. 13.

Ze získaných dat vyplývá, že obecně došlo k mírnému poklesu průměrného počtu taxonů v segmentu (–0,14) a k relativně významnému poklesu průměrného celkového počtu jedinců v segmentu (–1857). K nejvýraznějšímu poklesu celkového počtu jedinců všech taxonů došlo na Tiché Orlici nad Chocní (–11 481), dále na Bečvě v Přerově (–9596) a na Sázavě mezi Rataji n. S. a Sázavou (–7772). Největší nárůst byl naopak zaznamenán na Odře (téměř o 900 jedinců v segmentu). Z hlediska jednotlivých taxonů byl nejvýraznější pokles zaznamenán u *Impatiens glandulifera* (–1422), s velkým odstupem následují *Reynoutria sp.* (–313) a *Helianthus tuberosus* (–202). Mírný nárůst byl naopak zaznamenán u *Solidago sp.* (+19) a zejména *Conyza canadensis* (+96). U ostatních taxonů byly zaznamenány pouze minimální změny.

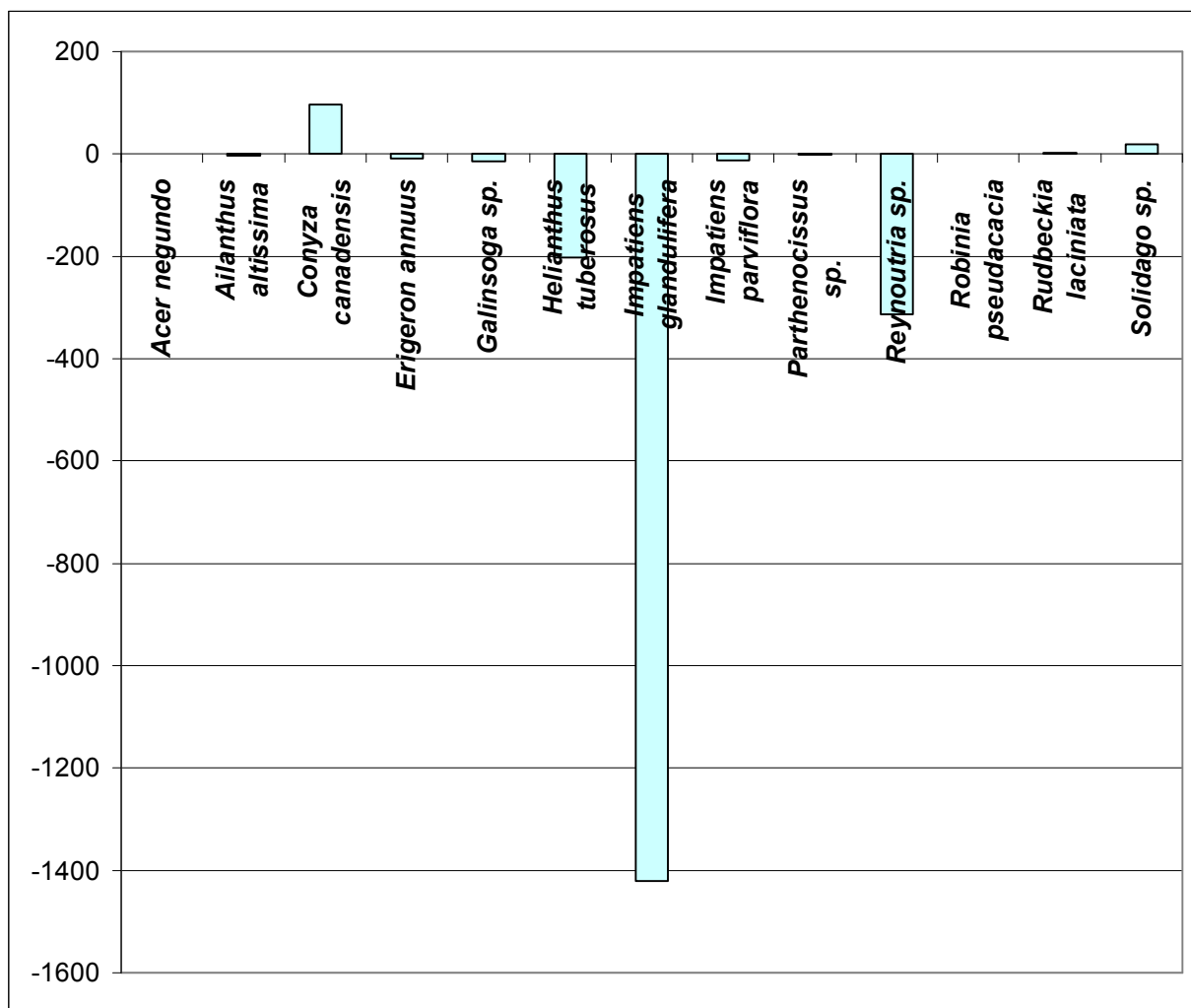
Z hlediska podílu obsazených segmentů byl nejvýraznější pokles zaznamenán rovněž u *Impatiens glandulifera* (–11,0 %). K poklesu došlo také u *Conyza canadensis* (–6,9 %), *Impatiens parviflora* (–4,1 %) a *Galinsoga sp.* (–3,7 %). Výraznější nárůst byl naopak zaznamenán u *Acer negundo* (+8,3 %). V rámci jednotlivých toků byl nejvýraznější pokles zaznamenán v případě *Galinsoga sp.* v břehové vegetaci Sázavy (–46,7 %), *Erigeron annuus* v břehové vegetaci Bečvy (–40 %) a *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Labe mezi Poděbrady a Lysou (–31,5 %). Největší nárůst byl naopak zaznamenán v případě *Solidago sp.* v břehové vegetaci Labe nad Mělníkem (+33 %). Značný nárůst u tohoto taxonu byl zaznamenán také na Bečvě (+30 %), na Jizeře však byl naopak zaznamenán stejně velký

pokles (–30 %). *Solidago sp.* se tak společně s *Impatiens parviflora*, *Galinsoga sp.* a *Conyza canadensis* vyznačovaly největší dynamikou, pokud ji vyjádříme jako součet absolutních hodnot rozdílů podílu obsazených segmentů na všech sledovaných tocích (u výše uvedených taxonů se hodnota tohoto imaginárního součtu pohybovala kolem 108–120 %, tzn. průměrná změna kolem 10 % na jeden sledovaný úsek).

Mezi jednotlivými vodními toky lze pozorovat značné rozdíly, které mohou mít různé příčiny. Například výrazný pokles počtu jedinců *Reynoutria sp.* a *Helianthus tuberosus* na Bečvě v Přerově je velmi pravděpodobně důsledkem záměrné likvidace, po níž zde byly nalezeny stopy. Méně pravděpodobná je však tato příčina v případě poklesu početnosti *Impatiens glandulifera* na Sázavě a Tiché Orlici. Na obou tocích proběhly v nedávné minulosti poměrně významné povodně, které v obou případech velmi významně přispěly k šíření tohoto druhu (Chuman et al. 2007b, Kovář et al. 2002). Zatímco však na Tiché Orlici proběhla katastrofální povodeň v roce 1997, na Sázavě až na jaře roku 2006, tedy těsně před provedeným mapováním.

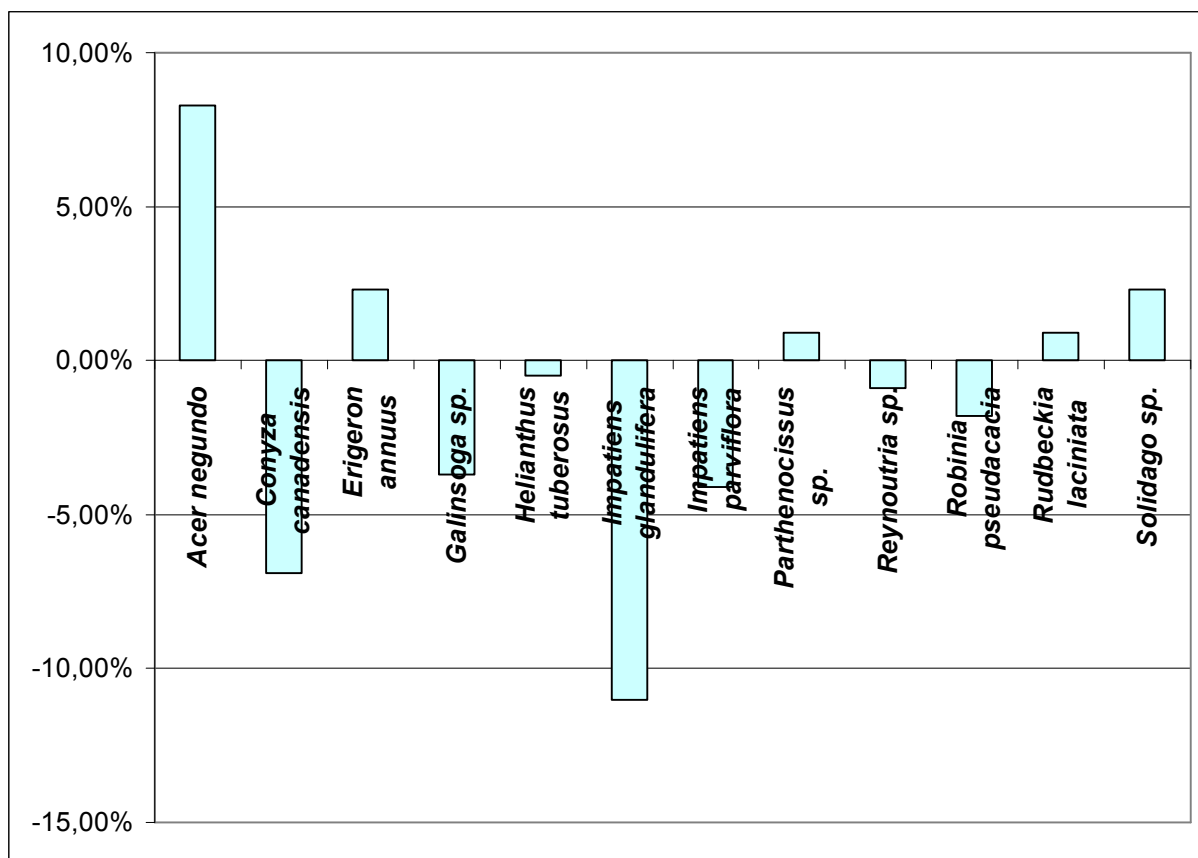
Ústup druhu jako následek předchozího masivního šíření v důsledku povodně lze tedy přijmout jako částečné vysvětlení, není však jasné, proč k velmi podobné situaci došlo na tocích, které byly povodní postiženy v různých časových horizontech a proč naopak nedošlo k ústupu i na jiných tocích – např. na Odře, která byla významnou povodní zasažena rovněž v roce 1997 nebo na Lužnici, která byla postižena v roce 2002 (zde došlo naopak k mírnému nárůstu). Potvrzení této domněnky by naopak nasvědčoval určitý (i když mírnější – o 367 jedinců/segment) pokles početnosti druhu v břehové vegetaci Moravy, která byla rovněž zasažena katastrofální povodní v roce 1997).

Obecně lze říci, že výsledky získané za sledované dvouleté období vyvolávají více otázek než odpovědí a nelze z nich bohužel vyvodit konkrétní závěry. Poskytují však alespoň datový a metodický základ pro založení delší časové řady.



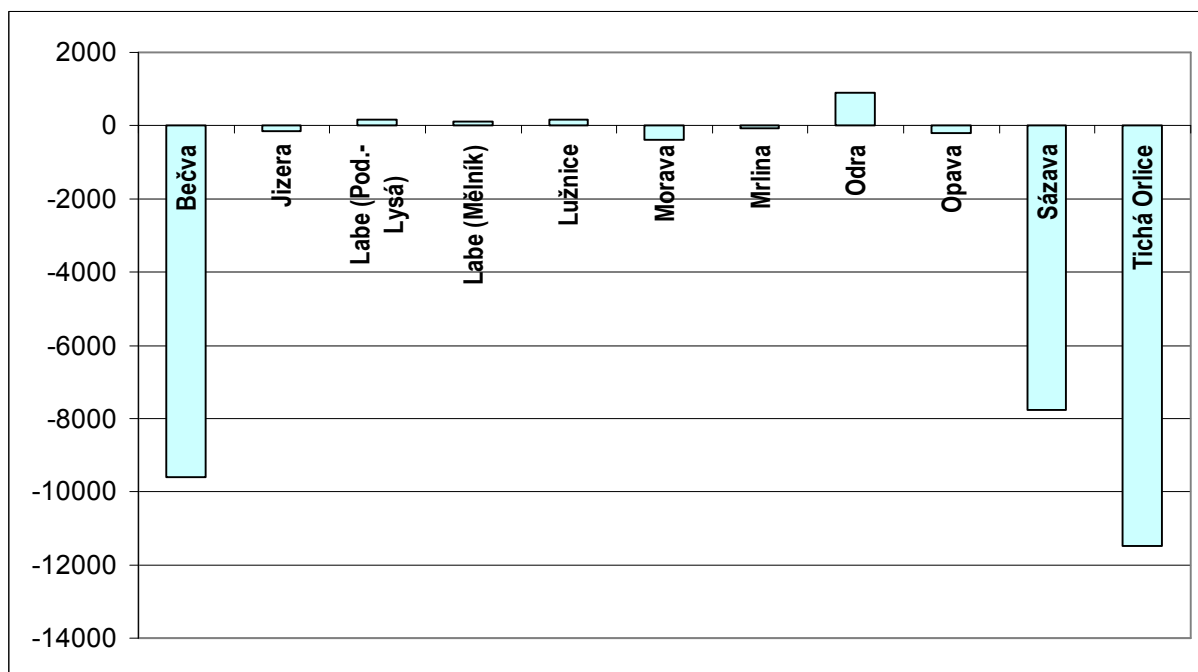
Obr. 11: Změna v celkovém počtu jedinců jednotlivých zaznamenávaných taxonů na jeden segment mezi lety 2006 a 2008.

Pozn.: U druhů *Heracleum mantegazzianum*, *Lupinus polyphyllus*, *Lycium barbarum* a *Quercus rubra* ke změnám nedošlo.



Obr. 12: Změna v podílu obsazených segmentů jednotlivými zaznamenávanými invazními neofyty mezi lety 2006 a 2008.

Pozn.: U druhů *Ailanthus altissima*, *Heracleum mantegazzianum*, *Lupinus polyphyllus*, *Lycium barbarum* a *Quercus rubra* ke změnám nedošlo.



Obr. 13: Změna v celkovém počtu jedinců všech zaznamenávaných taxonů invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků sledovaných v letech 2006 a 2008.

8. Diskuze

8. 1. Zhodnocení použitých metod

Rozšíření rostlinných druhů na zemském povrchu je ovlivněno řadou ekologických faktorů, a to jak abiotických, tak biotických (Hendrych 1984). V případě geograficky nepůvodních resp. invazních druhů hraje významnou roli vliv člověka a jeho aktivit. Přítomnost či nepřítomnost určitého druhu a jeho četnost na daném stanovišti je výsledkem souhry všech těchto faktorů. Z jejich značné prostorové proměnlivosti vyplývá i prostorová proměnlivost zastoupení jednotlivých rostlinných druhů.

Tato práce je z hlediska typu stanovišť úzce zaměřena na břehovou vegetaci, snaží se však postihnout situaci na geograficky rozsáhlejším území. Polemiku nad použitou metodikou a získanými výsledky lze pro přehlednost rozdělit do těchto okruhů:

- 1) Výběr mapovaných druhů
- 2) Výběr mapovaných úseků
- 3) Metodika sběru dat
- 4) Metodika zpracování dat

Výběr mapovaných druhů lze provést mnoha způsoby. Skupinu mapovaných druhů lze omezit např. na geograficky nepůvodní druhy, invazní neofyty, invazní druhy (včetně archeofytů), invazní a expanzivní druhy, pouze nebezpečné invazní neofyty, invazní neofyty, které se vyskytují v určitém biotopu apod. Na problémy narážíme již při samotném zařazování některých druhů do takto vymezených kategorií.

Např. při definici geograficky nepůvodního druhu (definice viz kap. 2. 1) se potýkáme se zásadním problémem vymezení pojmů „geografická oblast“, „region“ apod., neboť tyto pojmy je možné definovat jednak na různé hierarchické úrovni (regionem může být např. povodí, část kontinentu nebo celý kontinent), ale také podle různých hledisek – např. již zmíněné povodí nebo kontinent, ale také okres, stát, fyto geografická oblast apod. Z této skutečnosti mohou vyplývat často velmi absurdní důsledky. Zvolíme-li za region, ke kterému původnost resp. nepůvodnost vztahujeme např. stát, po případném rozdělení státu se v nástupnických státech řada do té doby původních druhů stane prakticky „přes noc“ nepůvodními, u velkých států mohou nastat obrovské problémy i s introdukcí „domácích druhů“ do jiné části státu apod. Dalším problémem je, že mnohé druhy jsou původní pouze

v části geografické oblasti, ať už je vymezena jakkoliv. Tento problém v praxi řešili např. Lambdon et al. (2008) při vymezování původních a nepůvodních druhů v Evropě.

Je zřejmé, že pro určení původnosti resp. nepůvodnosti rostlin je mnohem vhodnější pracovat s regiony fyzickogeografickými. I při tomto omezení se nám však nabízí mnoho možností. Zřejmě nejlogičtější by bylo vymezení na základě fyto geografických oblastí (v pojetí Hendrycha 1984). Pokud bychom však zvolili jako základní jednotku fyto geografickou oblast, museli bychom za původní druhy označit všechny asijské a severoamerické druhy. Právě z těchto regionů však pochází většina problematických invazních druhů. Také při omezení na Eurosibiřskou podoblast (tj. o řád níže) budou některé problematické druhy (např. *Lycium barbarum*, *Heracleum mantegazzianum* apod.) zařazeny mezi původní, při omezení na Středoevropskou provincii (tj. o další řád níže) budou naopak na území Středoevropské provincie nepůvodní druhy provincie Ponticko-panonské a naopak.

Pokud budeme za zásadní kritérium původnosti považovat schopnost druhu rozšířit se na dané území bez přispění člověka, budeme muset ke každému druhu přistupovat individuálně a důležitou roli při tomto hodnocení bude hrát také čas. Výše uvedené otázky vyžadují rozsáhlou odbornou diskusi, která přesahuje rámec této práce.

Při mapování pro účely této práce byl v prvním kroku výběr omezen na invazní neofyty v pojetí Richardsona et al. (2000) resp. Pyška et al. (2002). Těchto druhů je podle Pyška et al. (2002) na území České republiky celkem 69, z toho 4 z nich jsou klasifikovány jako postinvazní (*Cytisus scoparius*, *Imperatoria ostruthium*, *Mimulus guttatus*, *Myrrhis odorata*). U řady druhů je sporné, zda by jejich zařazení mezi mapované druhy bylo účelné. Některé z nich se v břehové vegetaci nevyskytují (*Elodea canadensis*), nebo je jejich výskyt krajně nepravděpodobný (*Pinus strobus*⁶¹) některé jsou nejspíš původní v některých částech ČR (*Cytisus scoparius*, *Angelica archangelica*), ve střední Evropě (*Telekia speciosa*, *Rumex alpinus*, *Imperatoria ostruthium*), popř. v jiných částech Evropy (*Digitalis purpurea*, *Geranium pyrenaicum*). Další problém představují kříženci s domácími druhy (*Populus × canadensis*, *Epilobium ciliatum*) a druhy vyšlechtěné (*Galeobdolon argentatum*). Velmi sporné je hodnocení nebezpečnosti jednotlivých druhů, která se navíc liší v různých biotopech (Křivánek et al. 2004).

Výběr mapovaných druhů, který byl zvolen, je tedy pouze jednou z mnoha možností. Během mapování se ukázalo, že pro budoucí výzkum je třeba výběr mapovaných druhů podrobit revizi. Z případných dalších potenciálně vhodných druhů připadá v úvahu především

⁶¹ Tento druh byl původně mezi mapované druhy zařazen a mapován, avšak nebyl nalezen v žádném ze sledovaných segmentů, proto není ve výsledkové části uváděn.

Echinocystis lobata (obr. 67), který byl nalezen např. v břehové vegetaci Labe (v různých částech toku), na Ploučnici a jejích přítocích, na Jizeře aj. Zejména pro případné mapování na území jižní Moravy je třeba mezi mapované druhy zařadit *Aster sp. div. amer.* a za úvahu stojí i zařazení některých dalších invazních neofytů, zejména těch, které jsou hodnoceny jako potenciálně nebezpečné (*Mahonia aquifolium*, *Veronica filiformis*). Vzhledem k nízkému zastoupení i malému vlivu na celkový charakter břehové vegetace by bylo možné uvažovat naopak o vyřazení ze seznamu mapovaných druhů v případě *Galinsoga sp.*

Výběr mapovaných úseků do značné míry ovlivnil výsledky této práce. Pokud k výsledkům budeme přistupovat jako k případovým studiím za jednotlivé sledované úseky, je jejich vypovídací hodnota dosti vysoká, zejména tam, kde byly mapovány dlouhé souvislé úseky (zejména střední Labe). Vysokou vypovídací hodnotu mají také výsledky z povodí Ploučnice a Střely, které byly vybrány na základě předem stanovených kritérií. Velmi opatrně je naopak třeba přistupovat k výsledkům za celý sledovaný soubor. Nesourodost souboru sledovaných úseků do značné míry ovlivnila také předloženou typologii (7. 2.). Lze předpokládat, že při větším a lépe strukturovaném vzorku úseků by bylo třeba vyčlenit další kategorie toků, které nebyly v rámci této práce postiženy.

Nevýhodou použitého způsobu výběru sledovaných segmentů, ať už bylo provedeno na základě říční kilometráže nebo bylo odměřováno od významných orientačních bodů, je **nepřirozenost vymezených segmentů**. Problémem je zejména skutečnost, že v jednom segmentu se můžeme setkat s několika biotopy. Selektivní záznam pro jednotlivé biotopy by však celou metodiku neúměrně zesložil.

Při posuzování **metodiky sběru dat** jsem si položil dvě zásadní otázky:

- Je záznam břehové vegetace prováděný z pozemního pozorování dostatečně přesný?
- Je vhodnou charakteristikou počet jedinců, navíc vyjádřený logaritmickou stupnicí?

V roce 2006 shodou okolností provedl J. Rydlo nezávisle na této práci mapování výskytu *Impatiens glandulifera* na středním Labi (Rydlo 2008, písemné sdělení). Mapování prováděl z loďky a jeho výsledky jsou v písemné podobě k dispozici v archívu autora této práce. Díky této shodě náhod je možné provést **srovnání výsledků získaných dvěma různými způsoby mapování** – tedy mapování pozemní a mapování z loďky.

Oba jsme prováděli mapování zhruba ve stejném období (srpen 2006) a ve stejně vymezených 500 m dlouhých úsecích (úseky byly zvoleny podle kilometráže vyznačené na

řiční navigaci). Pro porovnání výsledků lze využít celkem 83 úseků (levý břeh pro říční kilometry 43,0–53, 5 a 61,5–67,0; pravý břeh pro ř. km 43,0–66,5).

Ze vzájemného srovnání (viz tab. 10) vyplývá, že oba mapovatelé se ve svých výsledcích shodli v 69 případech (tzn. 83,1 %), v 9 případech (tzn. 10,8 %) byl výskyt zaznamenán z loďky, zatímco pozemním pozorováním zaznamenán nebyl a v 5 případech (6 %) byl naopak výskyt zaznamenán pozemním pozorováním, ale nebyl zaznamenán z loďky. Ve všech případech, kdy byl druh zaznamenán pozemním pozorováním, ale nebyl zaznamenán z loďky, byla početnost druhu v daném úseku do 10 ks.

Z uvedeného srovnání tedy vyplývá, že mapování z loďky bylo v tomto případě přesnější než mapování pozemní. U menších druhů však lze předpokládat větší přesnost u mapování pozemního.

Tab. 10: Porovnání výsledků pozemního mapování a mapování z loďky na středním Labi v roce 2006

	levý břeh	pravý břeh	celkem
shoda mapovatelů	30	39	69
zaznamenáno z loďky, nezaznamenáno pozemním mapováním	4	5	9
zaznamenáno pozemním mapováním, nezaznamenáno z loďky	2	3	5
celkem	36	47	83

Charakteristika „počet jedinců“ je problematická především proto, že zejména u vegetativně se rozmnožujících rostlin je pojem „jedinec“ těžko definovatelný (Herben & Münzbergová 2002). Zřejmě nejproblematičtějším ze sledovaných taxonů jsou v tomto ohledu *Reynoutria sp.* U tohoto taxonu byly za jedince považovány jednotlivé lodyhy, přestože ve skutečnosti se o jedince v pravém slova smyslu nejedná. Problematické je také určování jedinců u dřevin, neboť použitá metodika nijak nezohledňuje stáří a velikost zaznamenaných jedinců. V extrémních případech tak může několik stovek semenáčků, jejichž pravděpodobnost přežití je velmi nízká, přispět k vysokým hodnotám zatížení invazními neofyty. K tomuto zkreslení výsledků došlo v několika úsecích u *Parthenocissus sp.* Problém by bylo možné řešit selektivním záznamem různě starých jedinců. Nastal by však problém, jak jednotlivé kategorie stáří vymezit, takže celá metodika mapování by musela být výrazně složitější.

Dalším problémem je, že u některých druhů může počet jedinců kolísat, např. v závislosti na sezónním kolísání dostupnosti vláhy. Tyto výkyvy mohou ovlivnit výsledky, zvláště pak při srovnávání dat z jednotlivých let.

Použitá **metodika zpracování nasbíraných dat** ovlivňuje jejich interpretaci. Proto bylo k celkovému hodnocení použito více souhrnných ukazatelů, další je možné v případě potřeby vypočítat z primárních dat, která jsou uložena na přiloženém CD. Při hodnocení souhrnných ukazatelů je třeba mít vždy na paměti, že jejich hodnoty sice představují „přesná čísla“, ta však byla vypočítána z odhadovaných hodnot (tedy často z „nepřesných čísel“). Tato skutečnost patří k základním slabinám využívání statistických metod.

Při posuzování vypovídací hodnoty souhrnných ukazatelů je důležité si uvědomit, že **prostý index zatížení invazními neofyty** byl navržen tak, aby posílil význam počtu zaznamenaných taxonů. Tato úvaha vychází z předpokladu, že pokud se v daném segmentu určitý taxon vyskytuje, znamená to potenciál pro jeho další šíření. Hlavní slabinou tohoto indexu je skutečnost, že jeho hodnota je závislá na výběru mapovaných taxonů. Výrazně méně citlivým ukazatelem je v tomto ohledu **vážený index zatížení invazními neofyty**, který zároveň klade důraz na rozdílný význam jednotlivých taxonů. Větší váhu proto přikládá těm taxonům, které jsou potenciálně nebezpečné, víceletým druhům a zohledňuje také průměrnou velikost jedinců daného druhu.

Celkové výsledky mohou být ovlivněny také **počtem sledovaných segmentů** v sérii resp. úseku. Snahou bylo, aby bylo vždy sledováno více sousedních segmentů. Většinou se podařilo zmapovat nejméně 5, ale obvykle více sousedních segmentů⁶². Rozdílný počet segmentů v sérii resp. úseku může ovlivnit především celkovou přesnost výsledků (čím více segmentů, tím přesnější výsledky).

Velmi opatrně je třeba přistupovat k výsledkům **srovnání meziročního vývoje** v letech 2006–2008. Tyto výsledky postihují pouze krátké časové období, a jsou tedy zatím spíše orientační. Založení časové řady pozorování však může v budoucnu posloužit k odhalení některých zákonitostí dynamiky invazních procesů. Jedním z cílů této práce bylo položit pro tato pozorování metodický a datový základ.

⁶² Výjimku představuje úsek č. 1 na řece Bečvě, který je tvořen pouze třemi segmenty. Tento úsek byl mapován neplánovaně, vzhledem k zajímavým výsledkům však byl zařazen i přesto, že výše uvedené kritérium nespĺňuje.

8. 2. Srovnání s výsledky dalších autorů

Získané výsledky lze nejlépe srovnat s výsledky Rydla (1999) a Rydla (2008, písemné sdělení), které byly pořízeny velmi podobnou metodikou. Jedná se o výsledky mapování *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Berounky a Labe. Srovnávat je možné podíl obsazených segmentů, kvantitativní srovnání možné není.

Data pro Labe z roku 2006 bylo možné srovnat bez obtíží a výsledky byly v tomto případě velmi podobné (viz kap. 8. 1.). Velmi podobné jsou také výsledky mapování břehové vegetace Berounky (viz tab. 11). Značně rozdílné jsou naopak nejaktuálnější výsledky mapování břehové vegetace za Labe v úseku mezi Veletovem a Mělníkem (viz tab. 12). Tento rozdíl pravděpodobně vyplývá z rozdílné doby pořízení dat. Zatímco výsledky Rydla (písemné sdělení) pocházejí z roku 2008, výsledky pro Labe uváděné v této práci pocházejí z let 2006, 2007 a 2008. Konkrétně u *Impatiens glandulifera* došlo v tomto období k poklesu podílu obsazených segmentů o 31,5 %.

Tab. 11: Srovnání výsledků mapování výskytu *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Berounky uváděné Rydlem (písemné sdělení) a Boháčkovou (2007).

úsek	kilometrůž	podíl obsazených segmentů podle Rydla (písemné sdělení)	podíl obsazených segmentů podle Boháčkové (2007)
Čilá u Skryjí – Zbečno	77,5–53,0	100 %	100 %
Zbečno – Srbsko	53,0–29,0	83,3%	62,5 %
Karlštejn – soutok s Vltavou	25,5–0,0	64,7 %	63,9 %
celý tok	80,0–0,0	75,4 %	75,6 %

Tab. 12: Srovnání výsledků mapování výskytu *Impatiens glandulifera* v břehové vegetaci Labe mezi Veletovem a Mělníkem uváděné Rydlem (písemné sdělení) s výsledky uváděnými v této práci.

kilometrůž úseku	podíl obsazených segmentů podle Rydla (písemné sdělení)	podíl obsazených segmentů podle výsledků uváděných v této práci
90,0 – 80,0	75 %	40,9 %
80,0 – 70,0	85 %	66,7 %
70,0 – 60,0	77,5 %	47,5 %
60,0 – 50,0	52,5 %	25,6 %
50,0 – 40,0	67,5 %	23,7 %
40,0 – 30,0	75 %	52,5 %
30,0 – 20,0	87,5 %	87,5 %
20,0 – 10,0	90 %	(25,0 %) – nedostatek dat
10,0 – 0,0	90 %	100 %
90,0 – 0,0	77,8 %	47,5 %

S výsledky ostatních autorů je možné srovnávat spíše z hlediska struktury zastoupených taxonů. Struktura nejvýznamnějších invazních neofytů, které v aluviích vybraných jihomoravských řek zaznamenal Vymyslický (2004) se do značné míry shoduje s výsledky uváděnými v této práci. V tab. 13 je uvedeno srovnání pořadí zastoupení nejvýznamnějších invazních neofytů mapovaných v této práci, které vychází z podílu obsazených segmentů, a v práci Vymyslického (2004), kde pořadí vychází z počtu zaznamenaných lokalit. Uvedeno je vždy šest nejvýznamnějších taxonů z obou prací. Údaje za druhy *Solidago canadensis* a *S. gigantea* uváděné v práci Vymyslického odděleně byly pro výpočty sloučeny, aby bylo možné srovnání provést. Při oddělení těchto druhů se druh *S. canadensis* umístil na 10. místě a *S. gigantea* na 7. místě.

Z uvedeného srovnání vyplývá, že zastoupení nejvýznamnějších taxonů zaznamenaných oběma autory je velmi podobné, i když konkrétní pořadí se poněkud liší. Výjimkou jsou pouze *Reynoutria sp.*, které byly Vymyslickým (2004) zaznamenány výrazně méně častěji. Jako třetí nejvýznamnější taxon (pokud bychom nesloučili *Solidago sp.*, tak dokonce druhý nejčastější druh) se ve výsledcích Vymyslického (2004) objevuje *Bidens frondosa*, který pro účely této práce nebyl mapován.

Tab. 13: Srovnání pořadí zastoupení vybraných invazních neofytů mapovaných Vymyslickým (2004) s pořadím uváděným v této práci.

taxon	pořadí podle Vymyslického (2004) na základě počtu lokalit	pořadí podle výsledků uváděných v této práci na základě podílu obsazených segmentů
<i>Bidens frondosa</i>	3. (566 lokalit)	nemapován
<i>Conyza canadensis</i>	6. (409 lokalit)	5. (14,7 % segmentů)
<i>Impatiens glandulifera</i>	4. (459 lokalit)	1. (42,9 % segmentů)
<i>Impatiens parviflora</i>	1. (697 lokalit)	2. (42,6 % segmentů)
<i>Reynoutria sp.</i>	11. (159 lokalit)	6. (13,6 % segmentů)
<i>Robinia pseudacacia</i>	5. (433 lokalit)	4. (15,3 % segmentů)
<i>Solidago sp.</i>	2. (569 lokalit)	3. (29,0 % segmentů)

K nepříliš odlišným výsledkům dospěla také Eva Zapletalová. Výsledky jejího výzkumu invazních neofytů v příbřežní zóně řeky Moravy z roku 2003 uvádí Buček (2006). Nejrozšířenějším invazním neofytem zde byla *Impatiens glandulifera* (16,7 % plochy), následovala *Impatiens parviflora* (3,1 % plochy) a *Reynoutria japonica* (2,5 %).

Také výsledky uváděné Řepkou et al. (2007) se od výsledků uváděných v této práci výrazně neliší, přestože autoři nemapovali břehovou vegetaci vodních toků, ale lužní les. Ten byl pro účely mapování rozdělen do segmentů o průměrné velikosti 3,2 ha. Srovnání je uvedeno v tab. 14. Přestože v obou případech jsou výsledky vyjádřeny podílem obsazených

segmentů, konkrétní postup při vymezení plochy segmentu byl zcela odlišný. V tabulce je uvedeno prvních devět invazních neofytů, které Řepka et al. (2007) uvádějí.

Tab. 14: Srovnání pořadí zastoupení vybraných invazních neofytů mapovaných Řepkou et al. (2007) s pořadím uváděným v této práci.

taxon	pořadí podle Řepky et al. (2007)	pořadí podle výsledků uváděných v této práci
<i>Acer negundo</i>	6. (20,1 % segmentů)	9.–11. (4,5 % segmentů)
<i>Aster lanceolatus</i>	2. (50,4 % segmentů)	nemapován
<i>Bidens frondosa</i>	3. (39,9 % segmentů)	nemapován
<i>Conyza canadensis</i>	4. (34,4 % segmentů)	5. (14,7 % segmentů)
<i>Erigeron annuus</i>	5. (27,2 % segmentů)	7. (10,0 % segmentů)
<i>Impatiens glandulifera</i>	7. (16,6 % segmentů)	1. (42,9 % segmentů)
<i>Impatiens parviflora</i>	1. (73,5 % segmentů)	2. (42,6 % segmentů)
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	8. (12,6 % segmentů)	12. (4,0 % segmentů) ⁶³
<i>Reynoutria sp.</i>	(méně než 12 % segmentů)	6. (13,6 % segmentů)
<i>Robinia pseudacacia</i>	(méně než 12 % segmentů)	4. (15,3 % segmentů)
<i>Solidago gigantea</i>	9. (12,2 % segmentů)	3. (29,0 % segmentů) ⁶⁴

Výsledky této práce se víceméně shodují s dostupnými literárními údaji o rozšíření jednotlivých taxonů na území České republiky⁶⁵, a to zvláště v případě taxonů, které jsou výrazněji zastoupeny pouze na části státního území. Platí to zejména u druhů, které byly nalezeny pouze v několika úsecích. Např. o *Rudbeckia laciniata* byla ve větší míře zaznamenána pouze v úseku Lužnice u Majdaleny. Podle Bělohávkové (2004) jsou společenstva tohoto druhu rozšířena zejména na horní Lužnici a dále také na Frýdlantsku, v údolí Divoké Orlice, na Ostravsku a v Pobeskydí.

Také druh *Heracleum mantegazzianum* byl nalezen prakticky výhradně v povodí Teplé a Střely, které spadá do oblasti těžiště výskytu tohoto druhu na území ČR, uváděné Holubem (1997). Těžiště výskytu druhu *Lupinus polyphyllus* bylo spíše ve středních nadmořských výškách (viz obr. 40 a 41 v Příloze 5), což rovněž odpovídá údajům zmiňovaným v literatuře (Pyšek & Tichý 2001).

Určitý (avšak nepodstatný) rozdíl oproti literárním údajům byl zaznamenán pouze v případě *Helianthus tuberosus*. Kirschner & Šída (2004) uvádějí jeho výskyt v nadmořských výškách zhruba od 170 do 550 m. Výsledky z dolního Labe a dolní Ohře ukazují, že tento druh se na území České republiky v současné době vyskytuje i v nižších nadmořských výškách. Nejnižše položeným úsekem s výskytem druhu byla břehová vegetace Labe u Těchlovic s nadmořskou výškou kolem 125 m.

⁶³ Údaj pro *Parthenocissus sp.*, tzn. *P. quinquefolia* a *P. inserta*.

⁶⁴ Údaj pro *Solidago sp.*, tzn. *S. canadensis* a *S. gigantea*.

⁶⁵ Srovnáváno bylo především s údaji z díla Květena ČR 1–7.

8. 3. Možnosti dalšího výzkumu

Předložená práce představuje první krok k vytvoření databáze postihující zatížení břehové vegetace vodních toků invazními neofyty. Při jejím zpracování se objevila řada otázek, k jejichž zodpovězení by měl přispět další výzkum. Jedná se především o tyto otázky:

- Jak se po strukturální a kvantitativní stránce liší zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci, říčních nivách a v celé krajině?
- Které geografické faktory a do jaké míry ovlivňují výskyt invazních neofytů?
- Jak se mění výskyt invazních neofytů v čase?
- Nakolik jsou získané výsledky ovlivněny použitou metodikou?

Navrhované možnosti dalšího výzkumu lze rozdělit do třech základních okruhů:

1) Práce s již získanými daty. Přestože v této práci byl navržen a realizován postup vyhodnocení získaných dat, jejich potenciál není zcela vyčerpán. Bylo by možné např. vyhodnotit vliv některých geografických a ekologických faktorů, které mohly výskyt invazních neofytů ovlivnit. Takové vyhodnocení by ovšem bylo časově velmi náročné a vzhledem k nesourodému vzorku sledovaných úseků by zatím výsledky nebyly příliš reprezentativní, proto od něj bylo prozatím upuštěno. Pokud se však v budoucnu podaří získat data pro další toky, jejichž výběr bude tomuto cíli podřízen, výsledky by mohly být velmi zajímavé.

Pro data za sledované úseky Ohře se o vyhodnocení alespoň některých faktorů pokusila Pánková (2008). Z jejích výsledků vyplývá, že relativně významným faktorem, který zřejmě výskyt invazních neofytů ovlivňuje, je poloha břehu vůči proudění vody. Nejvíce invazních neofytů bylo zaznamenáno na vnitřní straně zákrutu, méně na vnější straně zákrutu, nejméně na přímém toku. Tato závislost byla jednoznačně prokázána u *Impatiens glandulifera* a významná byla také u všech ostatních významně zastoupených taxonů: *Helianthus tuberosus*, *Impatiens parviflora*, *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.* Relativně vyšší bylo také zastoupení invazních neofytů v úsecích s nižším spádem v porovnání s úseky se spádem vyšším. Jako neprůkazný se naopak ukázal předpoklad, že úseky křížované komunikacemi, budou vykazovat vyšší zastoupení invazních neofytů. Překvapivě nízké bylo zastoupení invazních neofytů v úsecích křížených železnicí.

Z výsledků Zelendové (2008) vyplývá, že nejvýznamnějšími faktory, které ovlivnily rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků v povodí Střely, byly nadmořská výška a využití krajiny v okolí sledovaného úseku. Nejvyšší zastoupení invazních neofytů bylo zaznamenáno v úsecích obklopených zemědělsky využívanou krajinou. Tyto výsledky však mohou být do značné míry ovlivněny celkově nízkým zastoupením invazních neofytů v uvedeném povodí.

2) Pokračování v započatých výzkumech. Logickým pokračováním této práce by mělo být zmapování dalších vodních toků a navázání na založené časové řady (např. ve dvouletém intervalu). Seznam mapovaných druhů je třeba rozšířit, přinejmenším o tyto taxony: *Aster sp. div. amer.*, *Bidens frondosa* a *Echinocystis lobata*.

Z dalších vodních toků by bylo velmi vhodné započít výzkumy v oblastech, z nichž zatím data scházejí. Zejména by bylo vhodné zaměřit se na jižní a východní Moravu, na Českomoravskou vrchovinu a pohraniční pohoří. Strukturu mapovaných toků by bylo třeba sestavit tak, aby v konečném datovém souboru byly přiměřeně zastoupeny úseky v různých geografických podmínkách a jejich zastoupení rozvrstvit tak, aby skutečně reprezentovaly celé státní území. Tato snaha sice zpočátku byla i při výběru úseků pro účely této práce, postupně se však ukázalo, že k tomu, aby byl výběr dostatečně reprezentativní, by bylo třeba sledovat výrazně více úseků. Proto byla nakonec zvolena forma jednotlivých případových studií.

Velmi užitečné by bylo provést na vybraných úsecích souběžně s mapováním pomocí metodiky použité v této práci také mapování pomocí metodik jiných, aby bylo možné provést vzájemné srovnání.

3) Řešení obecných otázek, které se týkají šíření invazních neofytů v krajině. Bylo by užitečné zabývat se zejména vzájemným srovnáním výskytu invazních neofytů v břehové vegetaci, ve zbytku nivy a v okolní krajině. Dále by bylo vhodné zabývat se podrobněji faktory, které ovlivňují populační dynamiku jednotlivých druhů v břehové vegetaci. Za velmi důležité, i když velmi náročné, považuji další výzkumy směřující k odhalování závislosti geografických a ekologických faktorů na rozšíření invazních neofytů. Těmito faktory mohou být v případě břehové vegetace např.:

- nadmořská výška
- míra disturbance
- charakter sedimentačních a erozních procesů v dané části toku

- sklon toku
- překážky v proudění (mosty, jezy)
- využití příbřežní zóny resp. celého povodí
- antropogenní přeměny koryta (beton, kameny...)
- významné dopravní linie
- vliv počasí v jednotlivých letech
- katastrofální povodně aj.

Při posuzování jejich vlivu je třeba brát v úvahu také ekologické nároky jednotlivých druhů a tlak propagulí.

9. Závěr

Předložená práce shrnuje výsledky mapování invazních neofytů v břehové vegetaci vybraných vodních toků, které bylo prováděno pomocí vlastní metodiky autora v letech 2006–2008. Výskyt 17 taxonů (22 druhů) invazních neofytů byl zaznamenáván v předem vymezených segmentech břehové vegetace o délce 500 m. Početnost jednotlivých taxonů byla zaznamenávána pomocí logaritmické stupnice. Zmapováno bylo 1693 segmentů břehové vegetace, z toho 218 segmentů opakovaně v letech 2006 a 2008.

Získaná data byla vyhodnocena s využitím několika ukazatelů, které byly vypočítány pomocí základních statistických metod a umožňují interpretaci zaznamenaných dat. Pro každý segment lze vedle početnosti jednotlivých taxonů vyjádřit také: počet zaznamenaných taxonů, celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů, prostý index zatížení invazními neofyty a vážený index zatížení invazními neofyty. Zatímco prostý index zatížení invazními neofyty přikládá stejnou váhu počtu zaznamenaných taxonů a celkovému počtu jedinců všech sledovaných taxonů, vážený index zatížení invazními neofyty zohledňuje také průměrnou velikost jednotlivých taxonů, jejich vytrvalost a potenciální nebezpečnost.

Pro jednotlivé úseky (tzn. skupiny segmentů stejného vodního toku v relativně podobných geografických podmínkách) bylo možné stanovit tyto souhrnné ukazatele: celkový počet taxonů, průměrný počet taxonů v segmentu, podíl segmentů s výskytem jednotlivých taxonů, průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v segmentu, průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v obsazeném segmentu, průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu, průměrnou hodnotu prostého a váženého indexu zatížení invazními neofyty a podíl segmentů bez výskytu invazních neofytů. Na základě těchto ukazatelů lze srovnávat jednotlivé úseky, vymezit úseky typické, výjimečné apod.

Vedle souhrnného zhodnocení souboru všech sledovaných segmentů, které však nemá vzhledem k nerovnoměrnému zastoupení úseků s různými geografickými podmínkami příliš velkou vypovídací hodnotu, bylo provedeno vyhodnocení vybraných vodních toků v podobě případových studií. Jejich vypovídací hodnota je naopak dosti vysoká, neboť sledované segmenty obvykle tvoří souvislé řady, takže poměrně dobře reprezentují sledované úseky daného vodního toku.

Jako příklad toku s mimořádně vysokým zatížením invazními neofyty byla vybrána řeka Bečva, kde byly zaznamenány nejvyšší hodnoty všech souhrnných ukazatelů. Příčiny nebyly zjištěny, zřejmě se však jedná o souhrn více okolností. Opačný extrém představovala

řička Mrlina, některé další menší toky ve středním Polabí (Výrovka, Cidlina, Výmola) a řička Blata ve středním Pomoraví. Zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci těchto menších toků v převážně zemědělské krajině bylo překvapivě velmi nízké.

Za nejrepresentativnější lze považovat data pro řeku Labe, kde bylo zmapováno téměř 46 % z celkové délky toku a zejména střední Labe (mezi Veletovem a Brandýsem nad Labem), kde bylo zmapováno téměř 100 % segmentů. Podrobněji jsou dále vyhodnocena také data pro Jizeru, Lužnici a Sázavu.

Podle podílu obsazených úseků a průměrného počtu jedinců v jednom obsazeném segmentu lze za nejvýznamnější invazní neofyty v břehové vegetaci sledovaných vodních toků považovat *Conyza canadensis*, *Erigeron annuus*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Reynoutria sp.*, *Robinia pseudacacia*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*. Zatímco *Impatiens glandulifera* a *I. parviflora* byly zaznamenány v největším počtu segmentů (téměř 43 %), největší průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu byl zjištěn u *Helianthus tuberosus* (přes 2000 jedinců/segment). U některých dalších invazních neofytů (zejména *Heracleum mantegazzianum*, *Lupinus polyphyllus* a *Rudbeckia laciniata*) bylo zjištěno významné zastoupení v břehové vegetaci jednoho nebo jen několika vodních toků. Za nepodstatný lze naopak považovat výskyt *Lycium barbarum* a *Quercus rubra*.

U většiny sledovaných taxonů lze vysledovat pokles podílu obsazených segmentů i celkové početnosti s rostoucí nadmořskou výškou, pouze v případě *Heracleum mantegazzianum* a *Lupinus polyphyllus* je těžiště výskytu soustředěno do středních nadmořských výšek, zatímco v nížinách tyto druhy nebyly zaznamenány téměř vůbec.

Pro souhrnné zhodnocení výsledků byl předložen návrh typologie sledovaných úseků, který vychází ze shlukové analýzy dat. Ta byla založena na porovnání struktury a částečně také početnosti zastoupených invazních neofytů v jednotlivých úsecích. Sledované úseky byly rozděleny celkem do 9 základních skupin a dalších 9 podskupin, z nichž jedna byla vymezena jako přechodná. Tato typologie však není definitivní a pokud se v budoucnu podaří získat data pro další vodní toky, bude třeba ji přehodnotit, upravit a doplnit o nové kategorie.

Ze srovnání dat pro úseky, které byly mapovány opakovaně v letech 2006 a 2008 vyplývá, že v těchto úsecích došlo k mírnému poklesu průměrného počtu taxonů v segmentu a k relativně významnému poklesu průměrného celkového počtu jedinců sledovaných taxonů. Nejvýraznější byl tento pokles ve sledovaných úsecích Tiché Orlice, Bečvy a Sázavy, z hlediska taxonů se nejvíce týkal *Impatiens glandulifera*, v menší míře také *Reynoutria sp.* a *Helianthus tuberosus*. Mírný nárůst byl naopak zaznamenán v případě *Solidago sp.* a *Conyza*

canadensis. Vzhledem k relativně krátkému časovému odstupu však nelze z těchto výsledků vyvozovat významnější závěry.

Za hlavní přínos celé práce lze považovat navržení a praktické ověření metodického postupu pro mapování a kvantitativní hodnocení výskytu invazních neofytů v břehové vegetaci a dále založení databáze údajů získaných z tohoto mapování. Na výsledky práce lze v budoucnu navázat a provádět tak časová i prostorová srovnání.

10. Seznam použité literatury

- Allaby, M. [ed.], Allaby, R., Kent, M. Sainsbury, D. & Whitmore, T. C. (1998): A Dictionary of Plant Science. Oxford University Press, Oxford, 508 s.
- Beerling, D., Bailey, J. P. & Conolly, A. P. (1994): *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). Journal of Ecology, 82: 959–979.
- Bělohávková, R. (2004): *Rudbeckia* L., třapatka. In: Slavík, B., Chrtek, J. jun., Štěpánková, J. (eds): Květena ČR 7. Academia, Praha: 316–317.
- Benetka, V. (1997): Program na záchranu genofondu topolu černého v České republice. In: Ochrana přírody, 52: 178–180.
- Blažková, D. (2003): Pobřežní vegetace Berounky dva měsíce po povodni v srpnu 2002. In: Bohemia centralis, Praha, 26: 35–44.
- Boháčková, E. (2007): Sledování výskytu invazních druhů rostlin v nivě Berounky. Diplomová práce, katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK, Praha, 92 s. Depon. in: Geografická knihovna PřF UK, Praha.
- Buček, A. (2006): Invazní neofyty v krajině. In: Veronica, 20: 14.
- Buchar, J. (1983): Zoogeografie. SPN, Praha, 200 s.
- Cox, C. B. & Moore, P. D. (2000): Biogeography: an ecological and evolutionary approach. Blackwell Science, London, 440 s.
- Davis, M. A., Grimme, J. P. & Thompson, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. In: Journal of Ecology, 88: 528–534.
- Dawson, J. & Lucas, R. (2000): New Zealand Forest. Random House, Auckland, 312 s.
- Dohnal, J. (2005): Evidence výskytu neofytů na území Přerova a návrh na jejich likvidaci. Absolvenská práce. Vyšší odborná škola zahradnická, Mělník, 57 s. Depon. in: Knihovna VOŠ zahradnické, Mělník.
- Eliáš, P. (2001a): Vybrané termíny. In: Životné prostredie, 35: 59–60.
- Eliáš, P. (2001b): Biotické invázie a invadujúce organizmy. In: Životné prostredie, 35: 61–67.
- Eliáš, P. (2001c): Invázny potenciál introdukovaných druhov rastlín a možnosti jeho stanovenia. In: Životné prostredie, 35: 83–86.
- Fehér, A. & Končeková, L. (2005): Invasive behavior of plants, particularly *Helianthus tuberosus* L., in southwestern Slovakia. In: Nentwig, W. et al. [eds.]: Biological Invasions – From Ecology to Control. NEOBIOTA 6: 35–45.
- Frantík, T. (1985): Sukcese po odstranění akátu. Diplomová práce, 131 s. Depon. in: Knihovna Ústavu životního prostředí PřF UK, Praha.
- Hadač, E. (1987): Ekologické katastrofy. Horizont, Praha, 216 s.
- Hadincová V., Dobrý J., Hanzélyová D., Herben T., Krahulec F., Kyncl J., Moravcová L., Šmilauer P. & Šmilauerová M. (1997): Invazní druh *Pinus strobus* v Labských písečnících. In: Zprávy České Botanické Společnosti, 32, Mater. 14: 63–79.
- Hédl, R. (2005): Sledování změn vegetace. In: Vačkář, D. (ed.) et al.: Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha: 171–194.

- Hejný, S. et al. (2000): Rostliny vod a pobřeží. East West Publishing Company & East West publishing Praha, Praha, 118 s.
- Hejda, M. & Pyšek, P. (2006): What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? In: Biological conservation, 132: 143–152.
- Henderson, S., Dawson, T. P. & Whittaker, R. J. (2006): Progress in invasive plants research. In: Progress in Physical Geography, 30: 25–46
- Hendl, J. (2006): Přehled statistických metod zpracování dat. Vydání druhé, opravené. Portál, Praha, 583 s.
- Herben, T., Mandák, B., Bímová, K. & Münzbergová, Z. (2004): Invasibility and species richness of community: a neutral model and a survey of published data. In: Ecology, 85: 3223–3233.
- Herben, T. & Münzbergová, Z. (2002): Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část II. Data o populační biologii. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 128 s.
- Herben, T. & Münzbergová, Z. (2003): Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 118 s.
- Hierro, J. L., Maron, J. L. & Callaway, R. M. (2005): A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. In: Journal of Ecology, 93: 5–15.
- Holden, J. (2005): An Introduction to Physical Geography and the Environment. Pearson Education Limited, Harlow, England, 664 s.
- Holub, J. (1997): *Heracleum* L., bolševník. In: Slavík, B., Chrtek, J. jun., Tomšovic, P. (eds.): Květena ČR 5. Academia, Praha: 386–396.
- Hood, W. G. & Naiman, R. J. (2000): Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. In: Plant Ecology, 148: 105–114.
- Hrázský, Z., Mihulka, S. (2008): Klíčení semen javoru jasanolistého (*Acer negundo*) a postup jeho invaze v ČR. In: Zprávy Čes. Bot. Společ., 43, Mater. 23: 151–162.
- Huggett, R. J. (2004): Fundamentals of Biogeography. Taylor & Francis, Ltd., London, 439 s.
- Hůla, P. (1997): Z Galapág na Křivoklátsko aneb Společný postup proti invazním druhům rostlin. In: Ochrana přírody, 52: 318.
- Hulme, P. E. & Bremner, E. T. (2006): Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. In: Journal of Applied Ecology, 43: 43–50.
- Chittka, L. & Hubland, A. (2001): Successful invasion of a floral market. In: Nature, 411: 653.
- Chrtek, J. (1990): *Reynoutria* Houtt., křídlatka. In: Hejný S., Slavík, B. [eds.]: Květena ČR 2. Academia, Praha: 362–366.
- Chrtková, A. (1995): *Robinia* L., trnovník. In: Slavík, B. [ed.]: Květena ČR 4. Academia, Praha: 361–362.
- Chuman, T., Lipský, Z. & Matějček, T. (2007a): Sukcese vegetace v údolní nivě po extrémních záplavách. In: Langhammer, J. [ed.]: Povodně a změny v krajině. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze a Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha: 257–267.

- Chuman, T., Šefrna, L. & Zádorová, T. (2007b): Následky extrémních záplav na vegetaci a půdní kryt na příkladu nivy Sázavy. In: Langhammer, J. [ed.]: Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků ze semináře Povodně a změny v krajině. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Praha: 115–119.
- Chytrý, M. & Pyšek, P. (2008): Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. In: Zprávy Čes. Bot. Společ., 43, Mater. 23: 17–40.
- Jakrlová, J. & Pelikán, J. (1999): Ekologický slovník terminologický a výkladový. Fortuna, Praha, 144 s.
- Jehlík, V. (ed.) (1998): Cizí expanzivní plevele České republiky a Slovenské republiky. Academia, Praha, 506 s.
- Kadubec, J. & Švec, P. (2007): Posouzení vlivu likvidace invazních neofytů v nivě Morávky s použitím GPS mapování – vstupní analýza. In: *Miscellanea geographica*, 13: 105–112.
- Kender, J. [ed.] (2000): Teoretické a praktické aspekty ekologie krajiny. MŽP ČR, Praha, 220 s.
- Kirschner, J. & Šída, O. (2004): *Helianthus* L. – slunečnice. In: Slavík, B. & Štěpánková, J. [eds.]: Květena ČR 7. Academia, Praha: 322–331.
- Koblížek, J. (1990): *Quercus* L., dub. In: Hejný, S., Slavík, B. [eds.]: Květena ČR 2. Academia, Praha: 21–35.
- Koblížek, J. (1997a): *Negundo* LUDWIG – javorovec. In: Slavík, B. [ed.] a kol.: Květena ČR 5. Academia, Praha: 159–160.
- Koblížek, J. (1997b): *Parthenocissus* PLANCHON – loubinec. In: Slavík, B. [ed.] a kol.: Květena ČR 5. Academia, Praha: 445–446.
- Koblížek, J. (1997c): *Ailanthus* DESF. – pajasan. In: Slavík, B. [ed.] a kol.: Květena ČR 5. Academia, Praha: 144–146.
- Kohoutek, F., Houser, M., Davídek, B. (1978): Československé řeky – kilometráž. Olympia, Praha, 364 s.
- Kochánková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006): *Erigeron annuus* subsp. *septentrionalis* – turan roční severní. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 91.
- Köppl, P. (2002): Expanze *Impatiens glandulifera* po povodni z roku 1997 v prostoru říční nivy. Diplomová práce, 62 s. Depon. in: Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.
- Koppová, J. (2001): Znovuosidlování náplavů vegetací na aluviálních loukách. Diplomová práce, 93 s. Depon. in: Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.
- Kořínková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006a): *Conyza canadensis* – turanka kanadská. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 76–77.
- Kořínková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006b): *Helianthus tuberosus* – slunečnice topinambur. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 100–101.
- Kořínková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006c): *Lupinus polyphyllus* – lupina mnoholistá. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 122.

- Kořínková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006d): *Rudbeckia laciniata* – třapatka dřípatá. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 167.
- Kořínková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006e): *Solidago canadensis* – zlatobýl kanadský. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 182–183.
- Kořínková, D., Sádlo, J. & Mandák, B. (2006f): *Solidago gigantea* – zlatobýl obrovský. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 184.
- Koschová, M. (2007): Výsledky mapování břehové vegetace Labe u Štětí. Seminární práce, katedra fyzické geografie a geoekologie PŘF UK, Praha, 3 s. Depon. in: archív autora.
- Kovář, P. et al. (2002): Ekologický význam vegetační sukcese v říční nivě po extrémních záplavách. Souhrn dosažených výsledků, Projekt GAUK 126/2000/B/BIO, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha.
- Křivánek, M. (2003): Řeka – dálnice pro invazní rostliny. In: Vodní hospodářství 5: 121–123.
- Křivánek, M. (2004): Rostlinné invaze – pět otázek a pět odpovědí. In: Ochrana přírody, 59: 10–12.
- Křivánek, M. (2006a): *Acer negundo* – javor jasanolistý. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 34–35.
- Křivánek, M. (2006b): *Ailanthus altissima* – pajasan žláznatý. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 39–40.
- Křivánek, M. (2006c): *Parthenocissus inserta* – loubinec popínavý. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 138–139.
- Křivánek, M. (2006d): *Robinia pseudacacia* – trnovník akát. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. ČSOP, Praha: 164–166.
- Křivánek, M. (2006e): Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi. In: Acta Pruhoniceana, 84, VÚKOZ, Průhonice, 73 s.
- Křivánek, M. (2007): Pajasan žláznatý – nebeský strom z pekel. In: Živa, 55 (93): 108–111.
- Křivánek, M., Sádlo, J. & Bímová, K. (2004): Odstraňování invazních druhů rostlin. In: Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. Ministerstvo životního prostředí ČR, Edice Planeta, XII, č. 8: 23–27.
- Křížek, M., Hartvich, F., Chuman, T., Šefrna, L., Šobr, M. & Zádorová, T. (2006): Floodplain and its delimitation. In: Geografie – Sborník ČGS, 111: 260–273.
- Kubát, K., Kalina, T., Kováč, J., Kubátová, D., Prach, K., Urban, Z. (1998): Botanika. Scientia, Praha, 231 s.
- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J. jun., Kaplan, Z., Kirschner J. & Štěpánek, J. [eds.] (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha, 928 s.
- Kubíková, J. (1971): Geobotanické praktikum. Státní pedagogické nakladatelství Praha, Praha, 186 s.
- Lacina, J. (2003): Sukcese v povodňových korytech moravských řek na příkladu Bečvy a Desné. In: Říční krajina. Sborník příspěvků z konference. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Olomouc: 130–139.

- Lacina, J. (2007): Desetiletý vývoj vegetačního krytu povodňového koryta Bečvy se zvláštním zřetelem na ekotony. In: Říční krajina 5. Sborník příspěvků z konference. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Olomouc: 145–151.
- Lambdon, P. W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grappo, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Marchante, H., Perglová, I., Pino, J., Vilà, M., Zikos, A., Roy, D & Hulme, P. E. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. In: *Preslia*, 80: 101–149.
- Langhammer, J., Křížek, M., Matoušková, M. & Matějček, T. (2005): Metodika mapování upravenosti říční sítě a následků povodní. [výzkumná zpráva]. Praha, ČR: Přírodovědecká fakulta UK, MŽP, ČR, Praha, 29 s. Depon. in: knihovna KFGG PřF UK, MŽP ČR
- Langhansová, P. (2006): Invazní rostliny na březích řeky Malše. Seminární práce, katedra fyzické geografie a geoekologie PřF UK, Praha, 7 s. Depon. in: archív autora.
- Langhansová, P. (2007): Břehové porosty Malše. Diplomová práce, katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK, Praha, 131 s. Depon. in: Geografická knihovna PřF UK, Praha.
- Lipský, Z. (1998): Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Skripta PřF UK, Praha, 129 s.
- Lipský, Z. (2002): Údolní nivy jako významná součást české kulturní krajiny. In: Balej, M., Kunc, K. [eds.]: Sborník Proměny krajiny a udržitelný rozvoj, XX. jubilejní sjezd ČGS. Česká geografická společnost, Ústí nad Labem: 26–32.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. (2007): *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, 304 s.
- Lonsdale, W. M. (1999): Global patterns of plants invasions and the concept of invasibility. In: *Ecology*, 80: 1522–1536.
- Ložek, V. (2003): Naše nivy v proměnách času. In: *Ochrana přírody*, 58: 101–106.
- Máchal, A. [ed.] et al. (2006): *Malý ekologický a environmentální slovníček*. Rezekvítek, Brno, 56 s.
- Machar, I. (2001): Ekologický nivní fenomén. In: *Tvář naší země – krajina domova 1. – Krajina jako přírodní prostor*: 135–137.
- Malanson, G. P. (1995): *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge, 296 s.
- Mandák, B. (2006a): *Heracleum mantegazzianum* – bolševník velkolepý. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: *Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky*. ČSOP, Praha: 101–102.
- Mandák, B. (2006b): *Reynoutria japonica* – křídlatka japonská. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: *Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky*. ČSOP, Praha: 160–161.
- Mandák, B. (2006c): *Reynoutria sachalensis* – křídlatka sachalinská. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: *Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky*. ČSOP, Praha: 161–162.
- Mandák, B., Pyšek, P. & Bímová, K. (2004): History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. In: *Preslia*, 76: 15–64.
- Mandák, B. & Sádlo, J. (2006): *Impatiens parviflora* – netýkavka malokvětá. In: Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.]: *Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky*. ČSOP, Praha: 110–111.

- Měšková, M. (2009): Výskyt invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků v povodí Teplé. Bakalářská práce, v přípravě.
- Mihulka, S. (1997): Invazní rostliny v úseku jihočeské krajiny. In: Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 32, Mater. 14: 99–104.
- Mlíkovský, J. & Stýblo, P. [eds.] (2006): Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 496 s.
- Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J. & Jarošík, V. (2008): Dlouhodobá dynamika šíření bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v krajině: využití leteckých snímků. In: Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 91–102.
- Neuhäusl, R. (1994): Vegetační mapování. In: Moravec, J. (ed.) a kol.: Fytocenologie. Academia, Praha: 306–322.
- Neuhäuslová, Z. & Blažková, D. (1998): Vegetační mapování. In: Neuhäuslová, Z. a kol.: Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Textová část. Academia, Praha: 51–58.
- Novák, L., Ibová, M. & Škopek, V. (1986): Vegetace v úpravách vodních toků a nádrží. SNTL – Nakladatelství technické literatury, n. p., Praha, 243 s.
- Nováková, H. & Rydlo, J. (1980a): Netýkavka žláznatá, kejklířka skvrnitá a další adventivní rostliny na Labi. In: Vlastivědný zpravodaj Polabí, Poděbrady, roč. 20: 38–44.
- Nováková, H. & Rydlo, J. (1980b): Květena Opatovického kanálu. In: Práce a studie – přír., Pardubice, 12: 35–44.
- Opravil, E. & Drchal, K. (1987): Jak rostliny cestují. Albatros, Praha, 324 s.
- Pánková, P. (2006): Metody mapování invazních druhů rostlin v říčních nivách a jejich aplikace na oblast dolního Poohří. Bakalářská práce. katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK, Praha, 74 s. Depon. in: Geografická knihovna PřF UK, Praha.
- Pánková, P. (2008): Rozšíření invazních druhů rostlin v břehové vegetaci Ohře. Diplomová práce, katedra fyzické geografie a geoekologie, PřF UK, Praha, 131 s. Depon. in: Geografická knihovna PřF UK, Praha.
- Pergl, J. (2008): Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů? In: Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 183–192.
- Petřík, P. & Pergl, J. (2008): Faktory ovlivňující rozšíření nepůvodních druhů cévnatých rostlin na Ještědském hřbetu. In: Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 51–61.
- Planty-Tabacchi, A. M., Tabacchi, E., Naiman, R. J., DeFerrari, C. & Décamps, H. (1996): Invasibility of species-rich communities in riparian zones. In: Conservation Biology, 10: 598–607.
- Plesník, J. & Roth, P. (2004): Biologická rozmanitost na Zemi: stav a perspektivy. Scientia, Praha, 261 s.
- Prach, K. (1994): Monitorování změn vegetace. Metody a principy. Český ústav ochrany přírody, Praha, 69 s.
- Prach, K. (2003): Údolní niva v kulturní krajině. In: Prach, K., Pithart, D. & Francírková, T. [eds.]: Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň: 7–14.
- Prach, K. & Pyšek, P. (1997): Invazibilita společenstev a ekosystémů. In: Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 32, Mater. 14: 1–6.

- Prach, K., Řehouňková, K., Konvalinková, P. & Trnková, R. (2008): Invaze a sukcese. In: Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 41–49.
- Pyšek, P. (2001): Které biologické vlastnosti usnadňují invazi rostlinných druhů?. In: Zprávy České botanické společnosti, Praha, 36, Materiály 18: 21–30.
- Pyšek, P. (2005): Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity. In: Vačkář, D. (ed.) a kol.: Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha: 129–146.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K. & Skálová, H. (2008): Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. In: Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 219–222.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G., Williamson, M. & Kirschner, J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. In: Taxon, 5: 131–143.
- Pyšek, P., Sádlo, J. & Mandák, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech republic. In: Preslia, 74: 97–186
- Pyšek, P. & Sádlo, J. (2004): Zavlečené rostliny. Sklízíme, co jsme zaseli? In: Vesmír, 83: 35–40.
- Pyšek, P. & Tichý, L. (2001): Rostlinné invaze. Rezekvítek, Brno, 40 s.
- Rejmánek, M. & Richardson, D. (1996): What attributes make some plant species more invasive?. In: Ecology, 7: 1655–1661.
- Richardson, D. M. (2001): Plant Invasions. In: Levin, S. A. (ed.): Encyclopedia of Biodiversity, Volume 4, Academic Press, San Diego: 677–688.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. In: Diversity and Distributions, 6: 93–107.
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P. & Hobbs, R. J. (2007): Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. In: Diversity and Distributions, 13: 126–139.
- Rydlo, J. (1982): Příspěvek k poznání vodní a pobřežní květeny dolní Loučné a Haldy. In: Práce a studie – přír., Pardubice, 13–14: 73–81.
- Rydlo, J. (1999): *Impatiens glandulifera* na dolní Berounce. In: Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur., 13: 155–156.
- Rydlo, J. (2002): Stačí pobřežní druhy mapovat ze břehu řeky? In: Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur., 16: 58.
- Rydlo, J. (2005): Vliv extrémní povodně v roce 2002 na rozšíření vodních makrofyt v Berounce. In: Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur., 20: 135–154.
- Rydlo, J. (2006): *Echinocystis lobata* podél středního Labe v roce 2006. In: Práce muzea v Kolíně, řada přírodovědná, 7: 3–6.
- Řepka, R., Maděra, P., Svátek, M., Packová, P., Koblížek, J., Koutecký, T., Dreslerová, J., Habrová, H. & Štykar, J. (2007): Inventarizace rostlinné biodiverzity jihomoravských lužních lesů. In: Říční krajina 5. Sborník příspěvků z konference. Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Olomouc: 264–272.

- Schnitzler, A., Hale, B. W. & Alsum, E. (2005): Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: a comparative study of the Rhine and Mississippi Valleys. *Biodiversity and Conservation*, 14: 97–111.
- Skalická, A. (2000): *Lycium* L., kustovnice. In: Slavík, B. [ed.] a kol.: Květena ČR 6. Academia, Praha: 248–249.
- Slavík, B. (1997): *Impatiens* L., netýkavka. In: Slavík, B. [ed.] a kol.: Květena ČR 5. Academia, Praha: 230–240.
- Slavík (2004a): *Galinsoga* RUIZ ET PAVÓN, pět'our. In: Slavík, B. & Štěpánková, J. [eds.]: Květena ČR 7. Academia, Praha: 331–336.
- Slavík (2004b): *Solidago* L., zlatobýl. In: Slavík, B. & Štěpánková, J. [eds.]: Květena ČR 7. Academia, Praha: 114–123.
- Stohlgren, T. J., Jarnevich, C., Chong, G. W. & Evangelista, P. H. (2006): Scale and plant invasions: A theory of biotic acceptance. In: *Preslia*, 78: 405–426.
- Svobodová, Z. (1952): Invaze akátu do přirozených společenstev. Dizertační práce, 83 s. Depon. in: Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.
- Šenová, V. (2008): Sledování výskytu invazních druhů rostlin v břehové vegetaci vodních toků v povodí Ploučnice. Bakalářská práce, 112 s. + přílohy. Depon. in: Geografická knihovna PřF UK, Praha.
- Šerá, B., Vrchotová, N., Cvrčková, K. & Krejčová, J. (2008): Příspěvek ke studiu fyto toxických vlastností křídlatek (*Fallopia*). In: *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 43, Mater. 23: 141–150.
- Šída, O. (2004a): *Erigeron* L. In: Slavík, B. & Štěpánková, J. [eds.]: Květena ČR 7. Academia, Praha: 140–153.
- Šída, O. (2004b): *Conyza* LEES. In: Slavík, B. & Štěpánková, J. [eds.]: Květena ČR 7. Academia, Praha: 153–156.
- Šlégl, J. (2000): Zkáza Viktoriina jezera? Zarůstání vody tokozelkou nadmutou. In: *Vesmír*, 79: 164–165.
- Štěrba, O. (1997): Vybrané kapitoly z ekologie řek (Vodohospodářsko-ekologická studie). Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Olomouc, 45 s.
- Štěrba, O. (2003): Jak a proč jsme objevili říční krajinu. In: *Říční krajina*. Sborník příspěvků z konference, Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, Olomouc: 7–9.
- Tarman, K. (1999): *Ekologija*. Učebnik za strokovne in tehniške gimnazije. DZS, Ljubljana, 130 s.
- Tomšovic, P. & Bělohávková, R. (1995): *Lupinus* L. – lupina (vlčí bob). In: Slavík, B. [ed.]: Květena ČR 4. Academia, Praha: 357–360.
- Townsend, P. A. (2001): Relationship between vegetation patterns and hydroperiod on the Roanoke River floodplain, North Carolina. In: *Plant Ecology*, 156: 43–58.
- Trenčianská, B. (2000): Rozšíření invazních druhů podél vybraných toků v Krkonoších. Diplomová práce, 115 s. Depon. in: Knihovna katedry botaniky PřF UK, Praha.
- Trylč, L. (2007): Sukcesní změny po odstranění akátu a zhodnocení managementu na vybraných lokalitách v Praze. Diplomová práce, 56 s. Depon. in: Knihovna Ústavu životního prostředí PřF UK, Praha.

Vacátková, A. (2008): Management invazních porostů *Lupinus polyphyllus* v Krkonoších. Diplomová práce, 53 s. Depon. in: Knihovna Ústavu životního prostředí PřF UK, Praha.

Višňák, R. (1997): Invazní neofyty v severní části České republiky. In: Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 32, Mater. 14: 105–115.

Vlček, V. (ed.) et al. (1984): Zeměpisný lexikon ČSR. Vodní toky a nádrže. Academia, Praha, 316 s.

Vrhovšek, D. & Korže, A. V. (2008): Ekoremediacije kanaliziranih vodotokov. Limnos d. o. o. & Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta, Mednarodni center za ekoremediacije, Ljubljana & Maribor, 219 s.

Vymyslický, T. (2004): Rozšíření vybraných invazních druhů rostlin na aluviích jihomoravských řek. In: Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 39: 41–62.

Zelendová, E. (2008): Vliv geografických faktorů na výskyt invazních neofytů na povodí Střely. Diplomová práce, 73 s. Depon. in: Geografická knihovna PřF UK, Praha.

Použité dokumenty:

Vyhláška MŽP SR č. 24/2003 Z. z., příloha č. 2

Vyhláška č. 482/2005 Sb. o stanovení druhů, způsobů využití a parametrů biomasy při podpoře výroby elektřiny z biomasy

Sdělení legislativního odboru MŽP ČR o výkladu pojmu údolní niva (§ 3, písm. b) zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny

Zákon č. 236/2004 Sb. o rostlinolékařské péči

Použité mapové podklady:

Základní mapa ČR 1: 25 000, 1:50 000

Základní vodohospodářská mapa ČR 1:50 000

Turistické mapy z Edice Klubu českých turistů 1:50 000

Resumé

The aim of this thesis is to summarize actual results of the field research of invasive neophytes' occurrence in the riverbank vegetation of selected water courses in the Czech Republic. In total approximately 850 km of the riverbank vegetation was mapped using author's own method.

The riverbank vegetation was defined according to Novák et al. (1986) as the vegetation belt along a water course with boundaries represented by the water surface and the riverbank edge. The occurrence of 22 most important invasive neophytes (sensu Pyšek et al. 2002) was registered using a logarithmical scale (1 = 1–9 specimen, 2 = 10–99 specimen, 3 = 100–999 specimen etc.). Some related species were not recognized (following species were aggregated together: *Galinsoga parviflora* and *G. ciliata*; *Solidago gigantea* and *S. canadensis*; *Parthenocissus quinquefolia* a *P. inserta* and *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis* and *R. × bohemica*). In total, occurrence of 17 taxons was registered. The field research was conducted during the summer period of 2006, 2007 or 2008. Development in the years 2006 and 2008 could be compared for 218 segments, that was mapped in both time relations.

The occurrence of invasive neophytes (17 taxons) was registered for each of the 500 m long segments (in total 1693 segments was mapped). The number of specimen was registered using a logarithmical scale. Segments were defined using river navigation or important points of orientation (e. g. bridges or weirs).

Total number of taxons, total number of specimen, simple index of invasive neophytes load (I_s) and weighted index of invasive neophytes load (I_w) were calculated for each segment. The number of specimen was derived from registered values such as the mean value of the interval (for the interval 1–9 the value 5 was used, for the interval 10–99 the value 50 etc.).

The simple index of invasive neophytes' load was calculated for each segment using the $I_s = \log NS + NT$ formula, where NS = total number of invasive species specimen and NT = number of registered taxons. This index shows the total invasive species load for each segment taking into account the number of present taxons and number of specimen (the values of NT and NS have similar importance in this calculation).

The weighted index of invasive neophytes' load takes into account plant size, it's life history and potential risk for indigenous flora or people and human activities. The number of

specimen of each taxon is weighted by certain coefficient. The value of weighted index of invasive neophytes' load was calculated using the following formula: $I_w = \log (\sum NS_x \cdot k_x)$, where NS_x = number of specimen of the taxon x and k_x = coefficient of the taxon x.

Some other characteristics are presented for parts of the water courses (i. e. groups of neighbouring segments with similar geographical and ecological conditions): total number of taxon, average number of taxons per segment, share of segments with occurrence of each taxon, average number of specimen per segment of each taxon, average number of specimen per occupied segment of each taxon, average total number of specimen of all taxons per segment, average value of the simple index of invasive neophytes' load and average value of the weighted index of invasive neophytes' load.

Results are presented usually for parts of the water courses. Results for the Labe River, the Bečva River, the Jizera River, the Mrlina River and some other smaller tributaries of the Labe River (Cidlina, Výmola, Výrovka and its source Vavřinec) and the Morava River (Blata), the Sázava River and the Lužnice River are presented like case studies. The Bečva River was considered to be the water course with the highest level of invasion neophytes' load. On the other hand, the presence of invasive neophytes was rather low in the riverbank vegetation of the Mrlina River and other smaller tributaries of the Labe River and the Morava River. The reason of both extremes isn't so clear. The most representative data are presented for the Labe River, especially its central part between Veletov (Kolín district) and Brandýs nad Labem, which was mapped completely. In total approximately 46 % of all the Labe River course was mapped.

The most frequent taxons were *Conyza canadensis*, *Erigeron annuus*, *Helianthus tuberosus*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Reynoutria sp.*, *Robinia pseudacacia*, *Solidago canadensis* a *S. gigantea*. The highest number of occupied segments was recorded for *Impatiens glandulifera* and *I. parviflora* (approximately 43 %), the highest number of specimen was recorded for *Helianthus tuberosus* (more than 2000 specimen per segment). Some of invasive neophytes were registered only in the riverbank vegetation of one or some few water courses (*Heracleum mantegazzianum*, *Lupinus polyphyllus* and *Rudbeckia laciniata*), but the occurrence was significant there. On the other hand the occurrence of *Lycium barbarum* and *Quercus rubra* was so low and this species could be considered to be non-significant as for its occurrence in the riverbank vegetation.

The typology of water courses from the invasive neophytes' load point of view was proposed. This typology is based on results of cluster analysis and the parts of water courses

was divided to 9 basic groups. This typology isn't definitive and it should be revalued if data for another water courses will be gained.

Development of invasive neophytes' presence between years 2006 and 2008 was studied in 218 segments. The index of inter-year changes was calculated for each taxons and for basic indicators. Slight declining of average number of taxons and relatively significant declining of average number of specimen were recorded. The most significant declining was recorded for the Tichá Orlice River, the Bečva River and the Sázava River. The most declining taxons was *Impatiens glandulifera*, slight declining was recorded also for *Reynoutria sp.* and *Helianthus tuberosus*. On the other hand, slight increase was recorded for *Solidago sp.* and *Conyza canadensis*.

The interannual changes should be looked at with caution because two years period is rather short time for studying large changes. Results of this comparison must be regarded as a start of a time series, which can be used in the future to reveal some natural relations of the invasion processes' dynamics. One of the aims of this thesis is to find methodical basis for these records.

The proposal of methodology, its verification in practice and establishing of the databasis might considered to be the most important contribution of this thesis.