UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí

Vztah rozšíření invazních druhů rostlin ke zvoleným charakteristikám prostředí podél vybraných říčních toků

Diplomová práce

Hana Lingrová

Ochrana přírody

Vedoucí práce: RNDr. Miroslav Zeidler, Ph.D.

Olomouc 2012

© Hana Lingrová, 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Miroslava Zeidlera, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

Ve Skuhrově nad Bělou 30. prosince 2012 .....

podpis

Poděkování

Děkuji panu RNDr. Miroslavu Zeidlerovi, Ph.D. za celkové vedení práce. Můj dík patří panu Mgr. Michalu Geržovi za sestavení metodiky sběru a vyhodnocení dat, odborné rady k invazním druhům rostlin a velké množství poskytnuté literatury. Děkuji za opravdu neocenitelnou pomoc panu RNDr. Tomáši Václavíkovi, Ph.D., který mi věnoval čas při konzultacích statistické analýzy dat. Dále děkuji panu Davidu Knížkovi za obětavou a vydatnou pomoc se sběrem dat v terénu. Velice vděčná jsem panu Ing. Marku Bednářovi za zasvěcení do práce v programu ArcMap 10. V neposlední řadě patří můj dík celé mé rodině za velkou oporu během studia.

ABSTRAKT

Vodní toky představují významný krajinný koridor, v jehož pobřežních zónách se uplatňuje specifický režim přirozených disturbancí a velký tlak z hlediska využití člověkem. Na našem území patří k nejvíce invadovaným ekosystémům. Jaký je vztah mezi faktory tohoto prostředí a výskytem invazních rostlin? Na to se snažím najít odpověď v této práci. Během vegetační sezóny roku 2010 a 2012 jsem provedla terénní mapování 11 vybraných invazních druhů (*Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Lupinus polyphyllus*, *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis*, *R. ×bohemica*, *Rudbecia laciniata*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea*) v břehové vegetaci Labe, Tiché Orlice, Moravy a Bystřice. Dále jsem pozornost věnovala vytypovaných vlastnostem prostředí, mezi něž patřila upravenost toku, převažující krajinný pokryv, zachovalost biotopu. Zbývající charakteristiky jsem zjišťovala mimo terén, a to spád toku, nadmořskou výšku, průměrnou roční teplotu a průměrné roční srážky. Data jsem sebrala a zpracovala podle Metodiky mapování invazních druhů rostlin podél toků (Gerža 2009). Ke 4 mapovaným tokům jsem připojila údaje z vlastního terénního průzkumu řeky Bělé z roku 2008, získané pro účely bakalářské práce. Celkem jsem ve 113 km břehové vegetace 5 vodních toků nalezla 8 z 11 vybraných invazních druhů. Nejvíce rozšířená byla *Impatiens glandulifera* a *Reynoutria japonica*. Následně jsem data statisticky vyhodnotila za účelem zjistit vztah mezi charakterem či antropogenním ovlivněním toku a jeho invadovaností. K tomu jsem použila metodu obecných lineárních modelů a mnohonásobnou lineární regresi. Ve výstupu jsem zjistila, že u všech nalezených druhů existuje prokazatelná vazba výskytu k některému ze studovaných faktorů prostředí. Zejména to byl biotop, krajinný pokryv a průměrná roční teplota. V případě *Helinathus tuberosus* a *Impatiens glandulifera* závisel výskyt na všech studovaných faktorech. Mnohem menší roli hrály faktory prostředí ve vztahu ke kvantitě výskytu druhů. Zde ve většině případů měly vliv pouze faktory upravenost toku a biotop. Kvantita výskytu nezávisela v žádném případě na průměrné roční teplotě a spádu toku. U jednotlivých druhů byl často rozpor mezi faktory mající vliv na jejich přítomnost a faktory mající vliv na kvantitu výskytu.

Keywords: břehová vegetace, břehová zóna, faktory prostředí, invazní rostliny, vodní toky

ABSTRACT

Watercourses present a significant environmental corridor. A specific natural disturbances regime together with a pressure stemming from extensive human use defines the character of the riverbanks zones. These zones belong to the most invaded ecosystems of our country. What is the link between the factors typical for this environment and the occurrence of invasive plants? The goal of this thesis is to determine this link. I have undertaken a cross-country mapping of 11 invasive species (*Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Lupinus polyphyllus*, *Reynoutria japonica*, *R. sachalinensis*, *R. ×bohemica*, *Rudbecia laciniata*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea*) during the growing season. I have examined riverbank vegetation along the rivers Labe, Tichá Orlice, Morava and Bystřice. I have also focused on other relevant characteristics of the watercourses, including water-course modification, dominant land cover and the condition of the biotope. Other characteristics, i.e. flow, altitude, average annual temperature and average annual precipitation were retrieved from other sources. The data was collected and processed as recommended in Methodics of mapping invasive species along watercourses (Gerža 2009). Also, the data retrieved from my earlier (2008) mapping of the river Bělá, obtained for the purposes of a Bachelor thesis, have been added to the above described set. In total, 8 out of 11 selected invasive species have been detected on a 113 km long watercourse of 5 different rivers. *Impatiens glandulifera* and *Reynoutria japonica* were dominant. Subsequently, the data have been statistically processed in order to determine the links between the characteristics of the specific watercourse or the anthropogenic influence on it and its invadedness. To this end, the General Linear Models method and Multiple Regression have been used. The output shows that there is an obvious link between all of the selected species and some environmental factors: biotope, land cover and the average annual temperature in particular. With both *Helinathus tuberosus* and *Impatiens glandulifera*, all studied factors played a significant role. With regards to the quantity of the species‘ occurrence, environmental factors bore a far lesser importance. In this respect, only watercourse modification and biotope would usually prove to have an influence. The quantity of occurrence could not have been affected by average annual temperature or flow. With some species, there would be a discrepancy between the factors influencing their occurrence and the factors affecting the quantity of occurrence.

Keywords: riverbank vegetation, environmental factors, invasive plants, invasive species, watercourses

OBSAH

Seznam obrázků a tabulek ix
Seznam grafů x
Seznam zkratek xi
1. ÚVOD 1
2. CÍLE PRÁCE 4
3. CHARAKTERISTIKA ÚSEKŮ MAPOVANÝCH TOKŮ 5
3.1. Labe 5
3.2 Tichá Orlice 7
3.3. Morava 9
3.4. Bystřice 11
4. HISTORIE INVAZÍ NA MAPOVANÝCH TOCÍCH 15
4.1. Labe 15
4.2. Tichá Orlice 16
4.3. Morava 19
4.4. Bystřice 20
5. METODY 21
5.1. Sběr a příprava dat 21
5.2. Zpracování dat 26
6. VÝSLEDKY 29
6.1. Zastoupení invazních druhů na tocích 30
6.2. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k upravenosti toku 33
6.3. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k převažujícímu krajinnému pokryvu 36
6.4. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k zachovalosti biotopů 40
6.5. Rozšíření invazních druhů ve vztahu ke spádu toku 44
6.6. Rozšíření invazních druhů rostlin ve vztahu k průměrné nadmořské výšce 44
6.7. Rozšíření invazních druhů rostlin ve vztahu k průměrné roční teplotě a průměrným ročním srážkám 45
7. DISKUZE 47
8. ZÁVĚR 66
Literatura 67
Přílohy 74

Seznam obrázků a tabulek

Obr. 1. Vymezení studovaného pásu vegetace podél vodního toku.

Tab. 1. Vybrané vodní toky, jejich mapované části, včetně délky studovaných úseků.

Tab. 2. Stupně pokryvnosti invazních rostlin.

Tab. 3. Celkové zastoupení formačních skupin a jednotlivých biotopů v břehové vegetaci vybraných vodních toků.

Seznam grafů

Graf 1. Obsazenost studovaných toků invazními druhy.

Graf 2. Průměrná pokryvnost invazních druhů rostlin v obsazené části studovaných toků.

Graf 3. Zastoupení jednotlivých stupňů upravenosti toku na studovaných tocích.

Graf 4. Obsazenost jednotlivých stupňů upravenosti toku invazními druhy.

Graf 5. Průměrná pokryvnost jednotlivých invazních druhů ve stupních upravenosti toku.

Graf 6. Zastoupení jednotlivých typů krajinného pokryvu na studovaných tocích.

Graf 7. Obsazenost jednotlivých kategorií krajinného pokryvu invazními druhy.

Graf 8. Průměrná pokryvnost jednotlivých invazních druhů v kategoriích krajinného pokryvu.

Graf 9. Zastoupení jednotlivých biotopů na studovaných tocích.

Graf 10. Obsazenost jednotlivých biotopů invazními druhy.

Graf 11. Průměrná pokryvnost jednotlivých invazních druhů v typech biotopů.

Seznam zkratek

AIC	Akaikeho informační kriterium
AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
CENIA	Česká informační agentura životního prostředí
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČÚZK	Český ústav zeměměřický a katastrální
ČR	Česká republika
EVL	Evropsky významná lokalita
GIS	Geografické informační systémy
CHKO	Chráněná krajinná oblast
CHÚ	Chráněné území
PP	Přírodní památka
PR	Přírodní rezervace
NPR	Národní přírodní rezervace
VÚV	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka

1. ÚVOD

Vodní toky představují významné krajinné prvky, jejichž pobřežní zóny tvoří přechodovou oblast mezi vodním a suchozemským prostředím (Lytle a Poff 2004). Svými ekologickými vlastnostmi, strukturou a funkcí se výrazně odlišují od ostatních terestrických ekosystémů a hostí tak i specifickou vegetaci (Planty-Tabacci et al. 1996; Holmes et al. 2005, Richardson et al. 2007). Do té se na našem území během posledních desetiletí včlenily invazní druhy. Zejména to je netýkavka žláznatá, křídlatka japonská, k. sachalinská a česká, bolševník velkolepý (Křivánek 2003). Proč právě vodní toky jsou tak citlivé vůči invazím a jaké faktory zde invazi ovlivňují?

1.Specifika říčního prostředí a invaze rostlin

Vzhledem k invaznímu procesu patří k nejvýznamnějším činitelům říčního prostředí přirozené a pravidelné disturbance spojené s pohybem vodní masy. Jedná se především o účinek povodní (Chuman et al. 2008) a proudu toku, kdy dochází k rozvolnění vegetačního krytu, transportu říčního materiálu a propagulí invazních druhů rostlin (Planty-Tabacci et al. 1996; Hood a Naimann 2000). Většina dnes nejrozšířenějších invazních druhů v okolí vodních toků je na takové pochody adaptována schopností hydrochorie, avšak existuje řada druhů, které se takto šíří i bez specifických adaptací na transport vodou. Převládající je šíření po proudu, tudíž pokud se druh vyskytoval výše na řece, lze jej očekávat i v dolní části toku (Magee et al. 2008). Rozvolněný vegetační kryt příbřežní zóny umožňuje uchycení diaspor invazních druhů. Ty vynikají rychlou kolonizací prostředí a vytvářením výrazné biomasy, a tak volný prostor po původní vegetaci je rychle zaplněn druhy invazními (Pyšek a Prach 1993).

Avšak pravděpodobnost úspěšného uchycení druhu je v podélném profilu toku různá. Říční pobřeží bývá v různých svých částech totiž vystaveno různě silnému vlivu proudící vody, což se především odvíjí od spádu hladiny řeky (Kopecký 1967). V horních částech toku bývá spád vyšší, a tak znemožňuje uchycení propagulí rostlin, které se transportují a kumulují v dolní části toku (Richardson et al. 2007). Navíc spád toku významně ovlivňuje erozně-akumulační procesy, od kterých se odvíjí příbřežní textura půdy. V horní části, kde je spád vyšší, převládá spíše eroze, tudíž jsou zde zastoupeny zejména hrubozrnné plaveniny, na nichž invazní druhy neprospívají. Kdežto

v dolní části toku se kumulují jemnozrnné náplavy, dobře zásobené vodou a živinami, které svými vlastnostmi dávají vzniknout optimálním podmínkám pro uchycení invazních druhů (Kopecký 1967, Hood a Naimann 2000).

Na rozšíření invazních druhů má výrazný vliv i zachovalost biotopů v příbřežní zóně. Určitá společenstva totiž vykazují rozdílnou odolnost vůči impaktu invazních druhů (Chytrý 2008).

2.Lidská činnost

Přirozené faktory, podporující pronikání druhů do pobřežní vegetace, jsou výrazně zesilovány ve spojení s rušivou lidskou činností v blízkosti vodních toků. Takové disturbance mají nepravidelný charakter (Magee et al. 2008). Vodní toky byly od pradávna vystaveny vysokému tlaku z hlediska využívání člověkem, kdy se v jejich blízkosti vytvářela centra osídlení. Příchod člověka do krajiny byl spojen se záměrným i spontánní rozšiřování nových druhů, včetně těch invazních (Hood a Naiman 2000). Se zakládáním sídel docházelo k přeměně přirozených biotopů a vzniku nových, výrazně narušovaných, tzv. antropogenních stanovišť. Z hlediska krajinného pokryvu v současnosti patří lidská sídla k nejvíce narušovaným stanovištím s nejvyšším přísunem propagulí invazních druhů (Rejmánek 2000, Pyšek 2003, Holmes et al. 2005, Lososová et al. 2012). Mezi další významné rušivé aktivity patří i necitlivé technické zásahy do vodních toků. Během nich dochází k výrazné devastaci přirozených břehových porostů a změně kompetičních vztahů. Také k přesunům velkého množství půdy v rámci toku, včetně diaspor invazních druhů, pokud jsou již přítomny (Kopecký 1967).

3. Další faktory podmiňující invazi

V neposlední řadě invazi ovlivňují geografičtí a klimatičtí činitelé. Nadmořská výška, jakožto nepřímo působící komplexní faktor. Dále teplota vzduchu, jakožto limitující faktor pro rozšíření jednotlivých druhů a také srážky, představující zásobení stanoviště vodou (Kopecký 1967, Slavíková 1986).

Přítomnost invazních druhů v břehové vegetaci negativně ovlivňuje integritu, strukturu a funkce tohoto přirozeného ekosystému (Hood a Naiman 2000). Invazní druhy zde působí na rostlinná společenstva jako stresory a mění jejich druhové složení. Důsledkem je druhově ochuzená a homogenizovaná regionální flóra (Magee et al.

2010). Invaze působí i ekonomické a technické problémy. Např. po odumření nadzemní biomasy invazních druhů na konci vegetační sezóny byla prokázána zhoršená půdoochranné funkce pobřežní vegetace, projevující se destabilizací břehů a půdní erozí. Při masovém výskytu dokonce hrozí zvýšené riziko povodní způsobené snížením průtokových poměrů a ucpáváním propustí (Prach et al. 2003; Richardson et al. 2007; Tschledel et al. 2008).

Znalost závislostí mezi invadovaností vodních toků, vzhledem k faktorům prostředí podmiňující tuto invazi, je důležitá. Jednak pro pochopení vývoje invaze jako ekologického procesu v říčních ekosystémech (nejen) na našem území. Ale jejich význam spočívá i ve včasném zaznamenání invazních druhů v těchto krajinných „dálnicích“, a to ve spojení s omezením introdukce, stanovením cílů péče, zhodnocením rizik a následným vývojem vhodných metod jejich kontroly.

2. CÍLE PRÁCE

1. Na základě již vytvořené metodiky bude provedeno mapování 11 vybraných invazních druhů rostlin na vytypovaných úsecích 4 vodních toků.

2. Zároveň s mapováním rostlin budou zaznamenávány vybrané parametry prostředí:
   - upravenost toku
   - krajinný pokryv
   - biotop

   Další vytipované parametry budou stanovovány dodatečně:
   - spád toku
   - průměrná nadmořská výška
   - průměrná roční teplota
   - průměrné roční srážky

3. Získaná data o výskytu invazních druhů a parametrech prostředí budou analyzována s cílem zjistit vztah mezi charakterem či antropogenním ovlivněním toku a jeho invadovaností.

4. Výstupy analýzy budou diskutovány s aktuálními poznatky o ekologii invazních druhů rostlin, které se stanou podkladem pro predikci vývoje invazí na vybraných tocích a návrh managementu změn.

3. CHARAKTERISTIKA ÚSEKŮ MAPOVANÝCH TOKŮ

3.1. Labe

3.1.1. Vymezení mapovaného úseku

Vybraná část řeky Labe se nachází ve východních Čechách, při jižním okraji Královéhradeckého kraje a spadá do bývalého okresu Hradec Králové. Úsek je na severu ohraničen zástavbou obce Smiřice a na jihu Hradcem Králové (Příloha 1). V tomto rozmezí řeka prochází katastrálním územím Skalice, Lochenic a Předměřic nad Labem. Délka mapovaného segmentu činí přibližně 15 km (CENIA 2012). Nadmořská výška se v rámci vybraného úseku příliš nemění - na úrovni Smiřic odpovídá 240 m a v Hradci Králové mírně klesá na 224 m (ČÚZK 2010).

3.1.2. Geomorfologická charakteristika

Studovaný úsek je řazen do okrsku Východolabská niva. Je to útvar, který byl modelován erozní činností řeky Labe, vznikal na slínovcích, jílovcích a spongolitech stáří spodního, středního a svrchního turonu až koniaku. Následně došlo k jeho překrytí pleistocenními říčními štěrky a písky, eolickými písky a sprašemi. Výsledkem je reliéf rovinného rázu se středopleistocenními a mladopleistocenními říčními terasami a údolními nivami (Demek a Mackovčin 2006).

3.1.3. Geologická a pedologická charakteristika

Řeka Labe se při svém průchodu krajinou zařezává do geologického podkladu, který náleží do Českého masivu. Ten je v rámci studovaného úseku zastoupen regionální geologickou jednotkou labská oblast české křídy. Horninový pokryv zde tvoří fluviální a deluviofluviální sedimenty holocénního stáří, a to povodňové hlíny, jíly, písčité jíly, písčité štěrky, štěrky (Mackovčin 2002).

Bezprostřední okolí toku (v rámci mapovaného úseku) je překryto modální fluvizemí (Mackovčin 2002), náležící do tzv. typických nivních půd, která bývá středně těžká. (Nálevka 1977). Obsah humusu je střední, s příznivým složením. Pro fluvizemě je příznačné přiměřené zásobení vodou. Půdní reakce se pohybuje od neutrální až po slabě kyselou (Tomášek 2000).

3.1.4. Klimatická charakteristika

Podnebí studované oblasti ovlivňuje nízká nadmořská výška spolu s převážně rovinným reliéfem. Proto klima území odpovídá mírně teplé oblasti MT11, která směrem na jih (přibližně v místě soutoku Trotiny s Labem) přechází do převažující teplé oblasti T2.

Pro převažující teplou oblast (T2) je charakteristické teplé, suché a dlouhé léto (50–60 dnů). Přechodné období je velmi krátké, s teplým až mírně teplým jarem a mírně teplým až teplým podzimem. Typická je krátká, mírně teplá, suchá až velmi suchá zima, s velmi krátkým trváním sněhové pokrývky (40–50 dnů) a nízkým počtem mrazivých dnů (100–110). Červencové teploty stoupají v dlouhodobém průměru až k 19 °C, v lednu se pohybují okolo –2 až –3 °C. Srážkový úhrn ve vegetačním období bývá v rozmezí 350–400 mm a v zimním období 200–300 mm (Quitt 1975).

3.1.5. Hydrologická charakteristika

Studovaná část náleží do povodí horního Labe (ČHMÚ 2012). Řeka se zde stáčí jihozápadním směrem, prochází otevřenou krajinou Pardubické kotliny a má charakter nížinného toku s mírným spádem a rychlostí proudění (Štefáček 2008). Původně tu Labe přirozeně meandrovala, ale v důsledku splavňování byl tok značně zkrácen a narovnán (Švorc a Švorcová 2006). Podle hydrologické stanice v Jaroměři činí průměrný roční průtok 16,4 m^3/s (ČHMÚ 2012).

Významným přítokem je řeka Orlice, která ústí do Labe zleva na území města Hradec Králové. Dalšími přítoky jsou Mlýnský náhon, Trotina, Olšovka, Labský náhon, Piletický potok, Smržovský potok, Malostranský potok a několik nepojmenovaných toků (VÚV 2011).

3.1.6. Vegetace

V rámci fytogeografického dělení spadá zájmové území do oblasti České termofytikum - okresu Hradecké Polabí (AOPK ČR 2012).

Krajina Královéhradecka je silně ovlivňována člověkem. Na úseku mezi Smiřicemi a Hradcem Králové převládají plochy s intenzivně obhospodařovanou ornou půdou. Tyto plochy se střídají s nesouvislou městskou zástavbou, pro niž je typická ruderální a druhově chudá vegetace. Uvnitř měst vegetace chybí úplně nebo je jen sporadická a s převahou synantropních druhů. Pomístně se ještě vyskytují druhově chudé intenzivně obhospodařované louky s výsevy travních směsek a jetelovin (Natura 2006).

PR Trotina představuje zachovalé mrtvé labské rameno s typickými lužními porosty svazu *Alnion incanae.* V rezervaci najdeme i pozůstatky vodních společenstev svazů *Nymphaeion albae* a *Magnopotamion* (Mackovčin 2002).

3.1.7. Historie osídlení

Osídlení Královéhradecka započalo již v pravěku a soustřeďovalo se především v labské nivě. Intenzivně pokračovalo během eneolitické kultury, kdy existovalo nejstarší doložené opevnění Hradeckého návrší. Již v mladším pravěku bylo celé území dnešního královéhradeckého okresu souvisle obsazeno. V mladší době bronzové sem pronikají Keltové a ti jsou následně nahrazeni intenzivním osídlením Germánů, trvajícím ještě v 5. století. Právě silné germánské osídlení pravděpodobně zapříčinilo zpoždění při osídlování území Slovany. Raně středověké osídlení trvá až do středohradištního období. Ke změně dochází v 11. století, kdy se oblast stává nedílnou součástí českého státu a je zde utvářena hradská soustava. Během 13. století nastává koncentrace rozptýleného osídlení kolem jednoho centra (kostel, panské sídlo). Následují dvě období spojená se zanikáním venkovských sídel. První se týká husitských válek, druhé přesunů švédských vojsk po východočeské oblasti. V 16. a 17. nastává rozmach šlechtického podnikání. V té době se zakládaly velkostatky a rozvíjelo rybníkářství. Na proti tomu lesní oblasti byly zaměřené na dřevozpracující průmysl nebo hutnictví. Během novověku se budují vojenská opevnění a tábory. Především v 19. století nastává rozmach zemědělství provozované velkými a bohatými statky (Mackovčin 2002).

3.2 Tichá Orlice

3.2.1. Vymezení mapovaného úseku

Vybraná část Tiché Orlice náleží do východních Čech, kde se rozkládá při jihovýchodní hranici Královéhradeckého kraje a je součástí bývalého okresu Rychnov nad Kněžnou. Úsek začíná zástavbou Borohrádku a končí soutokem Tiché a Divoké Orlice u Albrechtic nad Orlicí (Příloha 3). Vyjma zmiňovaného Borohrádku řeka prochází katastrálním územím obce Žďár nad Orlicí. Zájmové území měří přibližně 6 km (CENIA 2012), kdy v tomto rozmezí se nadmořská výška příliš nemění - na začátku segmentu činí 256 m a u soutoku klesá na 250 m (ČÚZK 2010).

3.2.2. Geomorfologická charakteristika

V rámci geomorfologického členění je studovaná oblast řazena do okrsku Orlické nivy. Reliéf má zde podobu náplavové roviny s typickými volnými meandry, zákruty a opuštěnými koryty. Ojediněle tu vystupují ostrůvky nejnižší terasy (Demek a Mackovčin 2006).

3.2.3. Geologická a pedologická charakteristika

Geologický podklad a převažující půdní typ je shodný s předchozím tokem (viz. kap 3.1 Labe) (Mackovčin 2002).

3.2.4. Klimatická charakteristika

Podnebí vybrané části toku odpovídá mírně teplé oblasti MT11 (Quitt 1975). Charakteristika této klimatické oblasti je uvedena předchozího toku (viz podkap. 3.1 Labe).

3.2.5. Hydrologická charakteristika

V rámci vybraného úseku se Tichá Orlice ubírá severozápadním směrem a má charakter nížinného toku obklopeného loukami a listnatými lesy (Švorc a Švorcová 2006). Roční průměrný průtok, změřený na stanici Malá Čermná, činí 7 m^3/s (ČHMÚ 2012). Přítoky představují drobné potoky, většinou bezejmenné (VÚV 2011).

3.2.6. Vegetace

Podle fytogeografického členění ČR náleží zájmové území do oblasti Českomoravské mezofytikum - okresu Týnišťský úval (AOPK ČR 2012).

Mimo intravilány obcí lemují břehy Tiché Orlice zbytky měkkého lužního lesa, jehož dřevinnou skladbu tvoří zejména vrby s příměsí jasanu ztepilého *(Fraxinus excelsior)*. Na lužní lesy na sušších stanovištích navazují mezofilní ovsíkové louky, které se střídají s trvalými travními porosty a místy také s ornou půdou.

Celý studovaný úsek Tiché Orlice prochází EVL Orlice a Labe, konkrétně částí Orlice. Jedná se o zachovalou říční nivu s přirozeně meandrujícím korytem a řadou slepých ramen. Ta hostí řadu ohrožených druhů vodních makrofyt, např. bublinatku jižní *(Utricularia australis)*, růžkatec ostnitý *(Ceratophyllum demersum)*, voďanku žabí *(Hydrocharis morsus-ranae)* aj. (Natura 2006).

3.2.7. Historie osídlení

První zmínky o osídlení Rychnovska se datují do starší doby kamenné. Avšak ke kontinuálnímu obsazování krajiny docházelo až na počátku 2. tisíciletí př. n. l. V té době zde převládal prales, jen místy přerušený obchodními stezkami do Kladska. Podél těchto stezek, především v blízkosti říčních brodů, se začalo rozvíjet první městské osídlení. Asi 1000 let př. n. l. žil v oblasti lid lužický. Následně byla oblast osídlena Kelty. Příchod Slovanů kmene Charvátů na území rychnovského okresu je spojen s 6. stoletím. Zde obsadili roviny v povodí Labe a později pokračovali směrem do podhůří, kde obnovovali stará hradiště a zakládali nová. Po vyvraždění Slavníkovců připadlo území Přemyslovcům a od tohoto mezníku je Rychnovsko součástí českého státu. Významnými centry nového osídlení byly kláštery. Třinácté století probíhá ve znaku silné kolonizace - zakládaly se dědiny, trhové osady a feudální hrady, ale zejména nový sídlištní útvar - město. Značný vliv na hustotu osídlení krajiny měla v pozdější době především třicetiletá válka. Po vestfálském míru v roce 1648 zůstala města i vesnice vypálena a opuštěna a počet obyvatel klesl na třetinu (Mackovčin 2002).

3.3. Morava

3.3.1. Vymezení mapovaného toku

V rámci České republiky je vybraná část toku řazena do střední Moravy, nachází se v jihozápadní části Olomouckého kraje a je zahrnuta do bývalého okresu Olomouc. Úsek začíná zástavbou obce Litovel, pokračuje přes katastrální území Střeně, Příkaz, Štěpánova, Horky nad Moravou a končí v místě, kde Morava opouští město Olomouc (Příloha 4). Tento segment měří asi 30 km (CENIA 2012) a v jeho průběhu klesá nadmořská výška z 234 m (Litovel) na 208 m (Olomouc) (ČÚZK 2010).

3.3.2. Geomorfologická charakteristika

Vybraný úsek Moravy náleží do podcelku Středomoravská niva, který představuje širokou náplavovou rovinu podél řeky. Typická jsou mrtvá ramena (Demek a Mackovčin 2006).

3.3.3. Geologická a pedologická charakteristika

V nivě řeky Moravy se nachází nezpevněné fluviální a deluviální sedimenty holocénního stáří jako jsou povodňové hlíny, jíly, písčité jíly, písčité štěrky a štěrky.

Ploché dno říčního údolí Moravy vyplňují tzv. glejové fluvizemě. Jedná se o glejový subtyp vývojově mladých nivních půd, vzniklých výhradně na říčních náplavech. Tyto půdy jsou středně těžké a vykazují příznivou vlhkost (Šafář et al. 2003). Obsah humusu je střední a jeho složení bývá příznivé. Půdní reakce se pohybuje od neutrální až po slabě kyselou (Tomášek 2000).

3.3.4. Klimatická charakteristika

Podnebí vybrané části toku odpovídá teplé oblasti T2 (Quitt 1975), jejíž popis je uveden v kap. 2.1 Labe.

3.3.5. Hydrologická charakteristika

Vybraná část toku se od Litovle po Olomouc stáčí jihovýchodním směrem, má nížinný charakter a vytváří širokou údolní nivu. Řeka si tu udržela přirozený ráz s řadou meandrů, zákrutů, štěrkových lavic a tůní, obklopena lužními lesy a nivními loukami, kde se pravidelně vylévá při vyšších vodních stavech. Typické pro tento úsek je hustá říční síť (Šafář J. et al. 2003).

Nejvýznamnějšími přítoky jsou Oskava a Bystřice. Dále se do Moravy vlévají menší vodní toky jako je Odrážka, Třídvorka, Mlýnský potok, Malá voda, Benkovský potok, Cholinka, Častava, Trusovický potok, a řada nepojmenovaných potoků (VÚV 2011). Podle vodoměrné stanice Moravičany, umístěné nad Litovlí, činí průměrný roční průtok 17,8 m^3/s. Ten směrem k Olomouci (vodoměrná stanice Olomouc, Nové sady) vzrůstá na 27,1 m^3/s (ČHMÚ 2012).

3.3.6. Vegetace

Z hlediska fytogeografického členění náleží převážná část území do obvodu panonského termofytika - okresu Hornomoravský úval. Na severu jen mírně zasahuje do obvodu Českomoravského Mezofytika - okresu Zábřežsko-uničovský úval (AOPK ČR 2012).

V blízkosti řeky Moravy má flóra nebývale zachovalý a pestrý charakter. Dominujícím typem lesní vegetace jsou zde tzv. měkké lužní lesy. Z dřevin převládají stromové vrby, ale také vrby keřové, např. vrba košíkářská *(Salix viminalis)* a v. nachová (*S. purpurea).* Na říčních březích navazují na vrbiny topolojilmové jaseniny. Dále od vodního toku se nachází společenstva dubových jasenin (Šafář et al. 2003).

Celý mapovaný úsek je součástí velkoplošného CHÚ CHKO Litovelské Pomoraví, kde prochází převážně jeho druhou ochrannou zónou. Řeka Morava na cestě od Litovle po Olomouc protíná hned několik maloplošných CHÚ, a to PP Kurfürstovo rameno, PR

Panenský les, PR Kenický, PR Litovelské luhy a NPR Ramena řeky Moravy. Zároveň je území vyhlášeno jako EVL Litovelské Pomoraví. Z botanického hlediska jsou ceněny především zachovalé a druhově bohaté lesní porosty a mokřady. Ve fragmentech se také zachovaly nivní psárkové louky či bezkolencové louky (Natura 2006).

3.3.7. Historie osídlení

První obyvatelé se v olomouckém okresu usadili v mladší době kamenné, a to na území Hornomoravského úvalu, který umožňoval rozvoj sídel a založení zemědělství. Pomoravské bažinaté nivy, provázené lužními lesy, zůstaly neosídlené. Během doby bronzové se budovala opevnění. Na počátku doby železné došlo vlivem nepříznivých klimatických změn a rozvoji lesa k ústupu lidského osídlení (Dostál a Říkovský 1935), a tak keltské a germánské kmeny setrvávaly v již zkulturněné části kraje (Šafář et al. 2003). Příchod Slovanů na Olomoucko je připisován 2. třetině 6. století. Rozvíjí se sídla na spraších Hornomoravského úvalu, moravská aluvia zůstávají neosídlená. V 11. století je zakládáno město Olomouc, budován olomoucký hrad a vznikají sídla Hejčín a Chomoutov. Významným mezníkem v osídlení střední Moravy je období německé kolonizace, která probíhala ve 13. – 14. století a zasáhla především oblast Libavé (Dostál a Říkovský 1935). Za vlády Marie Terezie došlo k posledním změnám v sídelním uspořádání. Během reforem byla rozparcelována řada velkostatků a vzniklo tak mnoho nových vesnic. Od roku 1757 nastal plošný rozvoj Olomouce a po připojení předměstí roku 1919 vznikla tzv. Velká Olomouc (Šafář et al. 2003). Výrazně se rozrůstala také ostatní sídla vyjma Litovle, která se rozšiřovala podstatně pomaleji (Dostál a Říkovský 1935). Po skončení druhé světové války ovlivnil stav osídlení hlavně odsun německého obyvatelstva a vznik vojenského prostoru Libavá (Šafář et al. 2003).

3.4. Bystřice

3.4.1. Vymezení mapovaného toku

Vybraný úsek Bystřice je situován ve střední části Moravy, nachází se na jihovýchodní straně Olomouckého kraje a je součástí bývalého okresu Olomouc. Hranice toku zde tvoří zástavba obcí Domašov nad Bystřicí (na severu) a Hlubočky (na jihu) (Příloha 5). Mimo jmenované obce tok prochází katastrálním územím Domašova nad Bystřicí,

Jívovou a Libavou. Na délce úseku, která činí přibližně 23 km (CENIA 2012), dochází k výraznému poklesu nadmořské výšky: Domašov odpovídá 498 m, kdežto Hlubočky pouhým 262 m (ČÚZK 2010).

3.4.2. Geomorfologická charakteristika

Studovaný úsek Bystřice spadá hned do několika geomorfologických jednotek. Většina území je řazena do okrsku Jívovská vrchovina, kterým tok prochází od Domašova nad Bystřicí na svých přibližně čtrnácti kilometrech. Po zbývající část území tvoří Bystřice dělící hranici mezi následujícími jednotkami. Nejprve na délce následujících 5 kilometrů odděluje Jívovskou a Kozlovskou vrchovinu, poté další 3 km od sebe dělí Radíkovskou a Kozlovskou vrchovinou a na posledním 1 km odděluje Radíkovskou vrchovinu a Přáslavickou pahorkatinou (CENIA 2012).

Jívovská pahorkatina v rámci mapovaného segmentu převažuje. Pro ni je typický výrazně členitý reliéf s široce zakulacenými rozvodními hřbety. Příznačná jsou mladá hluboce zařezaná údolí s příkrými svahy (Demek a Mackovčin 2006).

3.4.3. Geologická a pedologická charakteristika

Geologickou stavbu zájmového území tvoří nemetamorfované spodnokarbonské sedimenty s kontinentálním a kulmským vývojem. Horninový obsah je zde poměrně jednotvárný, převládají horniny, jako jsou droby, prachovce, jílovité břidlice a slepence, které mívají často flyšový charakter. Místy jsou v údolí Bystřice patrné pleistocenní kamenná moře a kamenné proudy (Šafář et al. 2003).

V přilehlém okolí mapovaného segmentu Bystřice se nachází glejová fluvizem (Šafář et al. 2003). Charakteristika tohoto půdního typu je uvedena v podkap. 3.3 Morava.

3.4.4. Klimatická charakteristika

Vrchovinný reliéf na většině území v okolí Bystřice má výrazný vliv na podnebí. To má zde charakter mírně teplé oblasti MT7, která směrem na jih, s klesající nadmořskou výškou, přechází do mírně teplé oblasti MT9.

Pro MT7 je typické léto mírné, mírně suché a normálně dlouhé až dlouhé (30–40 dnů). Přechodné období bývá krátké s mírným jarem a mírně teplým podzimem. Zima je většinou normálně dlouhá, mírně teplá, suchá až mírně suchá s krátkým trváním sněhové pokrývky (60–80 dnů). Počet mrazových dnů bývá mezi 110–160. Průměrné teploty v červenci se pohybují v rozpětí 16–17 °C, v lednu teplota klesá na –2 až –3 °C.

Dlouhodobý srážkový úhrn během vegetačního období činí 400–450 mm, v zimě pak okolo 250–300 mm.

Oblast MT9 se od MT7 liší především delším létem (40–50 dnů), které je teplé, suché až mírně suché a kratší zimou. Červencový teplotní průměr je vyšší, pohybuje se od 17 do 18 °C, oproti tomu se v lednu teplota snižuje až na –4 °C. Ostatní klimatické charakteristiky jsou stejné (Quitt 1975).

3.4.5. Hydrologická charakteristika

Mapovaný úsek mezi Domašovem nad Bystřicí a Olomoucí se stáčí jižním směrem, kde prochází převážně zalesněným a poměrně hluboce zařízlým údolím. Průměrný roční průtok, změřený na stanici Velká Bystřice, odpovídá 2,1 m^3/s (ČHMÚ 2012). Do Bystřice přitéká Jírovec, Lichnička, Mlýnský potok, Nepřívazský potok, Zdiměřský potok, Trnava, Hluboček, Posluchovský potok, Zlatý důl, Tvrtůvka a několik dalších nepojmenovaných drobných přítoků (VÚV 2011).

3.4.6. Vegetace

V rámci fytogeografického členění náleží většina studovaného území (od Domašova nad Bystřicí po Černý les) do oblasti Českomoravské mezofytikum - okresu Jesenické podhůří. Zbývající část spadá do oblasti Karpatské mezofytikum - okresu Tršická pahorkatina (AOPK ČR 2012).

Severní části zájmové oblasti byly odlesněny a přeměně na pastviny a louky, které se po období kolektivizace zachovaly pouze ve fragmentech. Zbývající část hlubokého údolí Bystřice je převážně lesnatá. Vyskytují se zde zachovalé lesní porosty zejména květnatých a acidofilních bučin, maloplošně také suťových lesů, na jihu dubohabřin a suchých acidofilních doubrav (Šafář et al. 2003).

V rámci studovaného úseku Bystřice se nachází dvě EVL. Přibližně od úrovně Jívové až po Hlubočky se rozprostírá EVL Údolí Bystřice. Zahrnuje pravý svah a částečně i údolí toku. Na protějším břehu, přibližně ve stejném rozmezí, se táhne EVL Libavá. Botanický význam v obou případech mají zachovalé lesní porosty (Natura 2006).

3.4.7. Historie osídlení

Kolonizační pronikání do neobydlených Jeseníků probíhalo jen pozvolna. Zde se po dlouhou dobu rozkládal hustý lesní porost, který sahal až po úvalové jesenické podhůří. Osídlení probíhalo pravděpodobně podél řek. Tak tomu bylo nejspíš i v případě

Bystřice. Teprve ve 13 století vzniká na východu bystřického údolí zeměpanský hrad Hluboký nad Bystřicí, který lze pokládat za první stálou obydlenou samotu a základ obce Hlubočky. Dále na okraji lesních porostů bylo založeno sídlo Velká Bystřice. Ke konci tohoto období nastala intenzivní kolonizace Jeseníků a vznikla olomoucko-vratislavská cesta. Během 14. století se připojuje Nízký Jeseník k souvislé oblasti osídlení. Následující 15. až 17. století lze shrnout jako období úpadku. Teprve ve 2. pol. 18. století nastala další vlna vzniku nových sídel, tzv. vnitřní kolonizace, vlivem rušení dominikálních dvorců. Následnou parcelací vznikla např. Hrubá Voda. Ale také byly parcelovány již stávající osady, což vedlo k jejich výraznému sídelnímu rozvoji. V tomto období nejspíš vzniklo i Mariánské údolí. V 19. a 20. století nová vesnická sídla již nevznikají a ta stávající mají převahu německého obyvatelstva. Tehdy se zde zakládaly spíš samoty v souvislosti s rozvojem průmyslu a lesního hospodářství (Dostál a Říkovský 1935). Po roce 1945 došlo ke značné výměně obyvatel v obcích vlivem vysídlení Němců z Československa. Následně přichází čeští přistěhovalci, kteří však demograficky původní hustotu osídlení nenaplnili (Šafář et al. 2003).

4. HISTORIE INVAZÍ NA MAPOVANÝCH TOCÍCH

V této kapitole jsou u invazních druhů, ke kterým byly dostupné historické údaje, podány stručné shrnující informace o jejich předchozí přítomnosti a šíření v okolí mapovaných částí toků. Uváděna byla data získaná od pramene toku až po konec mapovaného úseku. Pro invazní rostliny totiž převládá směr šíření po proudu, který umožňuje přenos semen a vegetativních částí do dalších míst. U řek Labe a Tiché Orlice byla k dispozici řada historických floristických dat z jejich místních největších přítoků. Ty mohly být v minulosti významným zdrojem diaspor pro uvedené řeky, a proto jsou také zohledněny.

4.1. Labe

Kolotočník ozdobný

Výskyt tohoto druhu podél Labe je potvrzen pouze jediným nálezem z roku 1964 v Habřině u Jaroměře, kde rostl zplanělý při polní cestě (Procházka 1966).

Křídlatka japonská

Křídlatka japonská byla na Labi poprvé zjištěna v roce 1902 na území Jilemnice, a to již jako volně rostoucí, s roztroušeným výskytem podél silnice Horní Sytová – Víchová. Další historické údaje v rozpětí let 1930–1940 přináší především informace o jejím záměrném pěstování v městských parcích a následném spontánním šíření na území Hradce Králové. Masový nárůst lokalit s křídlatkou japonskou nastává od první poloviny 20. století na úrovni měst Hradec Králové, Vrchlabí, Jaroměř, Jilemnice a Dvůr Králové; kde obsazuje zejména břehy Labe a synantropní stanoviště, jako jsou okraje cest, mosty, staveniště a autobusové zastávky (Mandák et al. 2004).

Netýkavka žláznatá

Nejstarší známá lokalita s netýkavkou žláznatou na studovaném úseku pochází z roku 1965. Týká se již zplanělého růstu druhu podél Labe a jeho slepých ramenou v Hradci Králové a u Vysoké nad Labem (Procházka 1966). Rozpětí let 1969–1978 je doprovázeno rychlým nárůstem lokalit s převážně přírodním charakterem, kdy se netýkavka svévolně šířila v přirozené pobřežní vegetaci Labe v Hradci Králové (zde i na

Orlici) a okolí, Jaroměři a Opatovicích nad Labem. (Procházka 1966; Nováková a Rydlo 1980, Kopecký 1985, Pyšek a Prach 1995).

Slunečnice topinambur

Tento druh byl podél Labe zpočátku záměrně rozšiřován pro svůj atraktivní vzhled, ale také pro sladké hlízy. Tak tomu bylo i v královéhradecké Třebši, kde se na konci 19 století pěstoval v řadě zahrad, a odkud pochází první záznam o výskytu slunečnice topinambur na Labi (Čelakovský 1897). Později, v letech 1967–1974 ji opakovaně uvádí Kopecký (1967, 1985) na dolním toku Orlice, kde již roste zplanělá v břehové vegetaci.

Zlatobýl kanadský, zlatobýl obrovský

Údajů o historickém rozšíření zlatobýlů na Labi je po málu. V rámci mapovaného úseku se o těchto druzích ve svých pracích zmiňuje pouze Kopecký (Kopecký a Hejný 1971; Kopecký 1985). Zde uvádí z roku 1969 dvě lokality se zlatobýlem obrovským z okolí Hradce Králové, a to v Nepasicích na skládce odpadků a na Slezském předměstí mezi mrtvým ramenem Orlice a polní cestou. Oba druhy pak zaznamenal roku 1974 na břehu dolního toku Orlice (ibid.).

4.2. Tichá Orlice

Bolševník velkolepý

O předchozí přítomnosti bolševníku velkolepého v okolí studované části Tiché Orlice je k dispozici jen málo údajů. První zmínka o druhu pochází ze 70. let 20. století a týká se oblasti českého Mezihoří, kde rostl zplaněle na železničním náspu v údolí Tiché Orlice. Následně byl bolševník zaznamenán roku 1985, jako záměrně vysazený v zámeckém parku v Kostelci nad Orlicí (Pyšek P. a Pyšek A. 1994). Další informace o nálezu druhu pochází z roku 1997 z Nekoře u Žamberka, tady se spontánně šířil podél silnice v obci (Dostálek 1997).

Kolotočník ozdobný

Historické údaje o výskytu kolotočníku ozdobného v zájmovém území jsou velmi skromné a vztahují se pouze pro okolí Divoké Orlice. V letech 1989–1997 byl druh zaznamenán v úseku Vamberk – Kostelec nad Orlicí, jako planě rostoucí podél silnice spojující tato města a na březích Divoké Orlice (Dostál 1989; Dostálek 1996, 1997).

Křídlatka japonská, křídlatka sachalinská

Křídlatka japonská se v okolí úseku mapovaného toku vyskytovala bohatě již dříve. Poprvé byla hlášena roku 1948 z okolí Divoké Orlice v Častolovicích, kde rostla u zahradního plotu (Mandák et al. 2004). V rozmezí let 1970–1999 počet lokalit se zplanělým výskytem stoupal a křídlatka byla zaznamenávána především v pobřežní vegetaci podél Divoké a Tiché Orlice (Kopecký 1970; Kopecký 1975; Dostálek 1997; Mandák et al. 2004). Řada novějších nálezů pochází z roku 2000 a váže se k okolí Divoké Orlice. Zde se druh hojně šířil podél silnice č. 11, spojující města Žamberk, Vamberk, Doudleby nad Orlicí, Kostelec nad Orlicí, Čestice, Týniště nad Orlicí (Mandák et al. 2004).

Křídlatka sachalinská se v mapované oblasti vyskytovala podstatně vzácněji. Prvně byla spatřena v roce 1921 na lesní louce v Albrechticích (Hadač E. a Hadač J. 1948) a o deset let později v Týništi nad Orlicí, také na lesní louce (Hrobař 1931).

Lupina mnoholistá

O historickém výskytu lupiny mnoholisté se dochovaly jen dva obecné údaje, které spojuje účelné šíření druhu pro jeho dekorativní vlastnosti. První nález pochází z roku 1931 z oblasti Kostelecka a Rychnovska, kde byla lupina pěstovaná v zahradách a na mýtinách. Další nález je udán z poloviny 20. století z území Albrechtic, zde se opět jednalo o záměrné pěstování druhu v zahradách (Hadač E. a Hadač J. 1948).

Netýkavka žláznatá

Tento druh se na studovaném úseku Tiché Orlice vyskytoval hojně již v minulosti. První nález se datuje k roku 1936 a úseku Choceň – Brandýs nad Orlicí, kde netýkavka rostla již začleněná v pobřežní vegetaci. Z téhož období pocházejí informace o jejím zplanělém růstu v okolí Divoké Orlice - nalezena byla v zahradě v Česticích a v příkopu u zahrádek v Potštejně (Procházka 1966). K plošnějšímu šíření došlo v letech 1942–1990. V tomto rozmezí přibyla místa nálezů netýkavky na březích Tiché i Divoké Orlice. V případě Tiché Orlice to bylo především v úseku Choceň – Ústí nad Orlicí, kde v roce 1990 dosáhla souvislého rozšíření. Podél Divoké Orlice se netýkavka šířila zejména v linii Potštej – Vambrek – Čestice – Týniště nad Orlicí (Kopecký 1975, Kopecký a Hejný 1992, Pyšek a Prach 1995).

Slunečnice topinambur

V okolí Tiché Orlice, stejně jako v případě Labe, se slunečnice topinambur zprvu šířila pouze záměrnou výsadbou. Svědčí o tom první obecné záznamy pocházející z 30. let 20. století, kdy byla popsána, jako pomístně pěstovaná v oblasti Kostelecka a Rychnovska (Hrobař 1931). Z týchž let je hlášena z okolí Divoké Orlice, konkrétně Vamberecka, kde byla nezřídka pěstovanou plodinou na poli (Kopecký 1974). Následující údaje z období 1930–1969 se týkají již zplanělého růstu druhu, především na březích řeky Divoké Orlice (včetně jejího přítoku Bělé), ale také podél Tiché Orlice (Hrobař 1931; Kopecký 1974; Pyšek a Prach 1995).

Třapatka dřípatá

K historii rozšíření třapatky dřípaté jsou dostupné převážně obecné informace. První údaje o jejím výskytu pochází z roku 1921 a území Kostelecka a Rychnovska. Zde byla vysazována v zahradách pro svůj atraktivní vzhled, ale zároveň samovolně obsazovala i místa s přirozenou vegetací (Hrobař 1931). K dalšímu nálezu došlo roku 1948 v zahradě v Albrechticích (Hadač E. a Hadač J. 1948). Od 50. let 20. století přibývají lokality se spontánním charakterem šíření, a to především na březích Divoké Orlice (Kopecký a Hejný 1971).

Zlatobýl kanadský, zlatobýl obrovský

První zmínka o výskytu zlatobýlu kanadského je spojena s rokem 1931 a oblastmi Kostelecka a Rychnovska. Zde byl záměrně rozšiřován v zahradách za estetickým účelem, místy se však už vyskytoval zplaněle (Hrobař 1931). Další jeho přítomnost je potvrzena až roku 1997, opět v okolí Divoké Orlice, a to v Kostelci nad Orlicí a Žamberku, kde volně rostl podél silnice (Dostálek 1997).

K výskytu zlatobýlu obrovského v zájmovém území jsou k dispozici pouze historické informace týkající se Divoké Orlice. Na jejím břehu byl poprvé nalezen roku 1967 v Častolovicích, a to již jako zplanělý (Kopecký 1974). Další údaje pochází z konce 70. let 20. století, kdy se druh vyskytoval na území Potštejna a Čestic (Kopecký a Hejný 1971). V roce 1997 je uváděn již jako hojně rozšířený podél silnice v Žamberku a Kostelci nad Orlicí (Dostálek 1997).

4.3. Morava

Bolševník velkolepý

První historické údaje o přítomnosti bolševníku velkolepého na studovaném úseku Moravy pocházejí z let 1980–1985. V tomto období byl nalezen v Lipenské třídě v olomouckých Hodolanech, dále u autobusové zastávky a podél břehů Moravy na území obce Horní Morava. Roku 1987 je druh hlášen z Litovle, kde rostl zplaněle v křovinách při západním okraji obce (Pyšek P. a Pyšek A. 1994).

Křídlatka japonská

Počátek výskytu křídlatky japonské je datován k roku 1913, a to ve spojení se záměrnou výsadbou v botanické zahradě v Olomouci. Od konce 30. let 20. století, kdy byla poprvé nalezena jako zplanělá na území téhož města, dochází k masovému nárůstu lokalit se spontánním charakterem šířením v přirozených biotopech i na synantropních stanovištích. Kromě Olomouce ji nacházíme také v Hynkově, Hejčíně, Šumperku, Bohuslavicích, Lesnici a Zábřehu na Moravě (Mandák et al. 2004).

Netýkavka žláznatá

S netýkavkou žláznatou se na březích Moravy setkáváme už v roce 1900, a to na území města Olomouce. Od první poloviny 20. století zde dochází k výraznému nárůstu lokalit s touto jednoletkou. Druh je nalézán přímo v olomoucké zástavbě, ale také v pobřežní vegetaci řeky Moravy, kde tok prochází městem (Homola 1980; Pyšek a Prach 1995). Z téhož období je zaznamenáno první plošné rozšíření netýkavky v úseku Zábřeh – Rájec. Další souvislý výskyt je hlášen roku 1988, a to v inundačním pásmu řeky na úsecích Šumperk – Zábřeh, Mohelnice – Litovel, Litovel – Olomouc (Pyšek a Prach 1995).

Slunečnice topinambur

Slunečnice topinambur byla poprvé nalezena roku 1967 již jako zplanělá na dolním toku Moravy (Kopecký 1967, 1985). O jedenáct let později je její výskyt hlášen z několika lokalit na území města Olomouce (Homola 1980). Následně, v 90. letech 20. století, dosahuje druh hojného rozšíření na březích řeky Moravy na Olomoucku (Dostál 1989).

Zlatobýl kanadský, zlatobýl obrovský

Podle nejstarších záznamů se zlatobýl kanadský začal šířit v zájmové oblasti od roku 1974, kdy byl hlášen ze středního a dolního toku Moravy (Kopecký 1985). O čtyři roky později je udáván z několika míst na území Olomouce (Homola 1980).

První údaj o výskytu zlatobýlu obrovského máme z roku 1967, a to ze střední a dolní části toku Moravy (Kopecký 1967). Další nálezy pochází z roku 1978 a jsou shodné, jako u zlatobýlu kanadského (Homola 1980; Kopecký 1985).

4.4. Bystřice

Bolševník velkolepý

Ke studovanému úseku Bystřice se vztahuje pouze jediný historický nález tohoto druhu, který pochází z roku 1989 z území obce Dětřichov nad Bystřicí (Pyšek a Prach 1994).

Křídlatka japonská

S obecným údajem o dřívější přítomnosti křídlatky japonské v blízkosti Bystřice se poprvé setkáváme už na počátku 20. století, a to na území obce Hrubá Voda. Od 20. let 20. století stoupá počet lokalit se spontánním výskytem na březích studovaného toku, kdy kromě Hrubé Vody ji nalézáme zároveň ve Velké Bystřici a v Hlubočkách (zde také podél silnice procházející obcí). Souvislého výskytu dosahuje druh v roce 1998 na úseku železniční tratě Hlubočky, Mariánské údolí – Velká Bystřice (Mandák et al. 2004).

5. METODY

5.1. Sběr a příprava dat

Terénní mapování invazních druhů v břehové vegetaci vybraných vodních toků proběhlo během vegetační sezóny roku 2010 a 2012. Sběr dat (i jejich vyhodnocení) byl proveden podle pravidel extenzivně založené Metodiky mapování invazních druhů podél toků (Gerža 2009), která klade důraz na:

- jednoduchost
- rychlost (za účelem postihnutí co největší délky toků)
- snadnou opakovatelnost
- možnost srovnání dat o výskytu rostlin z jednotlivých úseků
- srovnatelnost výskytu rostlin s ostatními mapovanými parametry (upravenost toku, krajinný pokryv atd.)
- možnost statistického zpracování

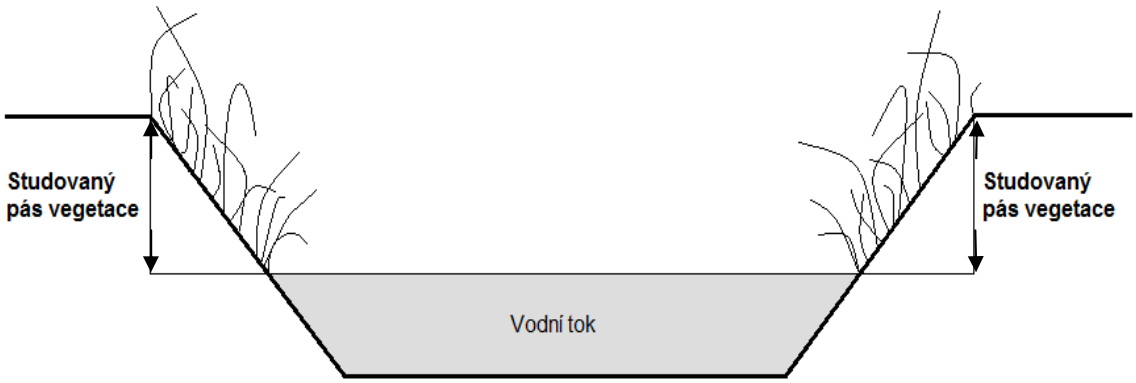
Pro sběr dat byly zvoleny úseky vodních toků Labe, Tiché Orlice, Moravy a Bystřice (Tab. 1). Hlavním kritériem při výběru částí toků bylo, aby se navzájem lišily ve svých ekologických, hydrologických, geografických podmínkách; intenzitě upravenosti toku a nebyly již dříve mapovány.

Tab. 1. Vybrané vodní toky, jejich mapované části, včetně délky studovaných úseků.

Vodní tok	Úsek	Délka úseku (km)
Labe	Smiřice – Hradec Králové	15
Tichá Orlice	Borohrádek – soutok s Divokou Orlicí	6
Morava	Litovel – Olomouc	29
Bystřice	Domašov nad Bystřicí – Hlubočky	24

Za břehovou vegetaci byl považován pás rostlin podél vodního toku, omezený na jedné straně vodní hladinou a na druhé straně břehovou hranou (Obr 1), jehož šíře se v terénu pohybovala od 5 do 10 m (Matějček 2008).

Obr. 1. Vymezení studovaného pásu vegetace podél vodního toku.



Podkladové mapy byly vytvořeny v programu ArcMap 10 z vrstvy základních topografických map (CENIA 2012) a mnou vytvořené vrstvy studovaných říčních segmentů, rozdělených na 100m úseky. V každém takovém úseku se v terénu zaznamenávaly níže uvedené charakteristiky:

- zastoupení invazních druhů
- upravenost toku
- krajinný pokryv
- biotopová zachovalost

Další charakteristiky jsem zjišťovala dodatečně:

- spád toku
- průměrnou nadmořskou výšku
- průměrnou roční teplotu
- průměrné roční srážky

5.1.1. Zastoupení invazních druhů

Sledovala se přítomnost celkem 11 invazních druhů, přičemž se nerozlišovaly některé příbuzné taxony (společně jsem zaznamenávala variety křídlatek). Mapovanými druhy byly:

Bolševník velkolepý	*Heracleum mantegazzianum* Sommier et Levier
Kolotočník ozdobný	*Telekia speciosa* (Schreber) Baumg.
Křídlatka česká	*Reynoutria ×bohemica* Chrtek et Chrtková

Křídlatka japonská	*Reynoutria japonica* Houtt.
Křídlatka sachalinská	*Reynoutria sachalinensis* (Friedr. Schmidt) Nakai
Lupina mnoholistá	*Lupinus polyphyllus* Lindl.
Netýkavka žláznatá	*Impatiens glandulifera* Royle
Slunečnice topinambur	*Helianthus tuberosus* L.
Ttřapatka dřípatá	*Rudbeckia lacinata* L.
Zlatobýl kanadský	*Solidago canadensis* L.
Zlatobýl obrovský	*Solidago gigantea* Ait.

Ve všech případech se jedná o druhy, které se šíří podél vodních toků a podle Katalogu zavlečených druhů flóry České republiky (Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. 2002) dosahují na našem území nejvyšší abundance, tj. 5. Výjimku tvoří křídlatka sachalinská a kolotočník ozdobný s abundancí 4, oba druhy byly zahrnuty do výběru pro svoji schopnost vytvářet výraznou biomasu, a tím i zásadně ovlivňovat pobřežní vegetaci. Lupina mnoholistá a třapatka dřípatá jsou druhy problematické zatím jen lokálně, ale zejména v chráněných územích (Modrý 2008), proto byly do výběru zařazena také.

Kvantita výskytu se v terénu zjišťovala odhadem pomocí upravené pětičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (Tab. 2), kdy se každému nálezu přidělil příslušný stupeň pokryvnosti. Jedná se o extenzivní způsob, jehož účelem je rychlé postihnutí co největší délky toků. Obdobný postup zvolil ve své práci Dostálek (1997).

Tab. 2. Stupně pokryvnosti invazních rostlin.

Stupeň pokryvnosti	Charakter výskytu	Rozmezí pokryvnosti
0	druh se nevyskytuje	druh se nevyskytuje
1	ojedinělý	< 5 %
2	roztroušený	5–25 %
3	subdominantní	25–50 %
4	dominantní	50–100 %

5.1.2. Vybrané charakteristiky prostředí

1. Upravenost toku

U břehů a koryta toku se zaznamenávala jejich vodohospodářská upravenost, která představuje antropizaci pobřežních ekosystémů. Podle míry ovlivnění člověkem byly rozlišovány následující stupně:

1. Tok přirozený, tj. s přírodním charakterem, bez zjevného zásahu člověka nebo s drobnými úpravami, které však významně nenarušují celkový přírodní dojem (např. pomístní zpevnění u mostů, jezy a stupně bez výrazného vlivu na přirozený ráz břehů).
2. Tok částečně upravený, kde došlo pouze k omezenému ovlivnění člověkem (např. jednostranné zpevnění břehů) nebo který byl v minulosti neúplně zregulován, avšak v současnosti má přírodní charakter.
3. Tok umělý, naprosto přetvořený a břehy zcela postrádají přírodní charakter (např. oboustranné zpevnění břehů, zcela vybetonované koryto apod.).

Pozn. V tomto případě současný charakter břehů a koryta závisí na stáří takové úpravy. U většiny toků proběhly technické práce ještě v první polovině 20. století. Mladšího stáří jsou pouze zásahy týkající se údržby stávajících úprav. V případě Bělé a Moravy jsou mladšího data opravné práce po mimořádných povodních v letech 1997 a 1998 (Povodí Labe, s.p.; Povodí Moravy, s.p. - písemné sdělení). Ale podíl mladších úprav na celkové délce zmapovaných toků je zanedbatelný.

2. Krajinný pokryv

Krajinný pokryv ovlivňuje pravděpodobnost uchycení a šíření invazních druhů. U různých typů krajinného pokryvu lze očekávat různou invadovanost. V příbřežní zóně byl zjišťován převažující typ přilehlého krajinného pokryvu, který se dělil do těchto tří kategorií:

1. lesní porost
2. orná půda, trvalé travní porosty, trvalé kultury
3. zástavba obcí

3. Biotop

Jednotlivá rostlinná společenstva vykazují rozdílnou odolnost vůči impaktu invazních druhů (Herben 1997; Pyšek a Prach 1997; Pyšek 2003; Hejda, Pyšek, Jarošík 2009).

Variabilita a zachovalost pobřežní vegetace v každém 100m úseku byla charakterizována zařazením do příslušného biotopu podle klasifikačního systému Katalogu biotopů České republiky (Chytrý M., Kučera T., Kočí M. 2001). Mapování biotopů sice bylo provedeno již dříve pod záštitou AOPK ČR a jeho výsledky jsou dokonce dostupné ve formě datové vrstvy umožňující práci v GIS, ale pro účely této práce, zaměřené přímo na břehovou zónu, jsou údaje získané z mapování příliš hrubé. Navíc mapování nepokrývá celou délku mapovaných toků.

4. Spád toku

Spád toku byl zohledněn, protože od něj se odvíjí hydrodynamika proudící vody, která způsobuje přirozené disturbance v pobřežní zóně a zároveň funguje jako přenašeč propagulí rostlin. Tyto účinky se mění v závislosti na spádu toku v podélném profilu toku. Hodnota spádu byla vypočítána na základě tohoto výpočtu:

$I = H_{max} - H_{min}/L$

H_{max} ... nadmořská výška na začátku úseku

H_{min} ... nadmořská výška na konci úseku

L .....je délka vodního toku v úseku (řadě úseků).

Nadmořská výška na začátku a konci úseku byla určována z vrstvy vrstevnic o intervalu převýšení 2 m (ČÚZK 2012). Při větším rozpětí vrstevnic než jeden úsek byla provedena interpolace nadmořské výšky pro řadu úseků.

5. Průměrná nadmořská výška

Nadmořská výška byla zjišťována také, i když patří mezi faktory zástupné a reprezentuje zejména souborný účinek řady klimatických faktorů. Nemá proto přímý vliv na přítomnost a kvantitu invazních druhů, avšak cílem je zjistit, jak tyto faktory společně ovlivňují výskyt rostlin. Navíc srážky a teplota mnohdy nekorespondují s měnící se nadmořskou výškou, např. při inverzích, srážkových stínech apod. Klimatické faktory u vodních toků také hodně závisí na tvaru říčního údolí. Podkladem pro určení nadmořské výšky byla vrstva vrstevnic s intervalem převýšení po 2 m (ČÚZK 2012). V každém úseku se pak zjištěné hodnoty nadmořské výšky zprůměrovaly.

6. Průměrné roční srážky a průměrná roční teplota

Teplota představuje limitující faktor pro rozšíření druhu a srážky charakterizují zásobování stanoviště vodou (Slavíková 1986). Průměrné roční srážky a průměrná roční teplota byly v každém úseku odečítány z rastrové vrstvy dat WorldClim (2009) v programu ArcGIS 10.

5.2. Zpracování dat

5.2.1. Zastoupení invazních druhů na jednotlivých tocích

1. Kvalitativní zastoupení invazních druhů (obsazenost)

Tento parametr vyjadřuje, jaká procentuální část toku je obsazena invazními druhy. Za obsazený je považován úsek, ve kterém byl nalezen invazní druh. Stanovuje se jako podíl obsazených úseků ku úsekům neobsazeným (tj. pokud by se invazní druhy vyskytovaly na celém toku ve všech úsecích, pak by byla obsazenost 100 %). Obsazenost lze sestavit ve dvou podobách:

- Celková obsazenost všemi invazními druhy TO (Total Occupation)

  Hodnota TO udává, jak velká část toku je obsazena všemi invazními druhy. Zde je za obsazený považován úsek, který zahrnoval alespoň jeden nález kteréhokoliv invazního druhu a vypočítá se takto:

  TO = ∑obsazených úseků druhy/všechny úseky × 100

- Obsazenost toku invazním druhem O (Occupation)

  Tato hodnota udává, jak velká proporce toku je obsazena konkrétním invazním druhem. Za obsazený je v tomto případě považován takový úsek, ve kterém byl zaznamenán alespoň jeden výskyt konkrétního invazního druhu a vyjadřuje se vztahem:

  O (%) = ∑obsazených úseků druhem/všechny úseky × 100

2. Kvantitativní zastoupení invazních druhů (průměrná pokryvnost)

Na základě terénního sběru, kdy se každému nálezu druhu přiřazoval stupeň pokryvnosti, lze následně zjistit průměrnou hodnotu tohoto parametru v obsazené části toku:

Průměrná pokryvnost invazního druhu CO (Cover In Occupied Part)

Tato hodnota udává, jakého průměrného stupně pokryvnosti konkrétní invazní druh v obsazené části toku dosahoval. Vypočítá se jako:

CO = ∑pokryvností druhu/obsazené úseky

Ke statistickému vyhodnocení se však používaly nezprůměrované hodnoty pokryvnosti jednotlivých druhů.

5.2.2. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k vybraným charakteristikám prostředí

K analýze závislosti jedné závisle proměnné (přítomnost a kvantita druhu) na několika nezávisle proměnných (upravenost toku, krajinný pokryv, biotop, spád toku, nadmořská výška, průměrná roční teplota a srážky) měla být využita mnohonásobná lineární regrese. Očekává se totiž, že faktory prostředí budou působit multiplikativně. Sebraná data u závisle proměnné (rozšíření invazních druhů) obsahovala nulu (neobsazené úseky), proto se upravila pomocí logaritmické transformace. Proporce neobsazených úseků však byla natolik výrazná, že závisle proměnná nevykazovala normální rozdělní - základní předpoklad pro zvolenou statistickou metodu. Velká proporce nul v biologických datech pracujících s výskytem a kvantitou druhů je poměrně častým problémem a k jeho vyřešení se zde vycházelo z literatury zabývající se touto problematikou (Fletcher, Darryl a Villouta 2005). Na základě toho se postupovalo následovně:

1. *Kvalitativní zastoupení* invazních druhů v úseku bylo rozlišeno na kategorie přítomen/nepřítomen, díky čemuž získala data binomické rozdělení a zůstal zachován počet opakování. Následně byla data vyhodnocena pomocí obecných lineárních modelů s funkcí logit.
2. V případě *kvantitativního zastoupení* (pokryvnost) druhů nebyly do analýzy vztaženy neobsazené úseky, tím data získala normální rozdělení. Díky těmto krokům mohla být pokryvnost v obsazené části toků analyzována pomocí mnohonásobné lineární regrese.

Dále bylo prověřeno, zda mezi některými faktory zahrnutými do společného modelu neexistuje vzájemná závislost. K tomu byla použita korelační analýza, v jejímž výsledku spolu výrazně korelovaly (hodnoty parciálních korelačních koeficientů se blížily +1 nebo -1) tyto faktory: spád toku, nadmořská výška, průměrná roční teplota, průměrné roční srážky. Proto se tyto proměnné vkládaly do společného modelu jednotlivě a jen v kombinaci s nekorelovanými proměnnými (upravenost toku, krajinný pokryv, biotop).

Poté se hledal nejvhodnější statistický model, který nejlépe vysvětloval variabilitu dat, a to metodou informačně-teoretického přístupu. Čili za vhodnější byl považován ten, který dosáhl nižší hodnoty Akaikeho informačního kritéria (AIC). Data byla analyzována ve volně dostupné trialové verzi statistického programu JMP 10 (JMP 2012).

6. VÝSLEDKY

V letech 2010 a 2012 bylo během vegetační sezóny zmapováno asi 75 km (747 úseků o délce 100 m) pobřežní vegetace podél 4 vybraných vodních toků. Zároveň byly připojeny údaje získané z mnou provedeného mapování (pro účely bakalářské práce) na řece Bělé (Orlické hory) z roku 2008 (Lingrová 2009). Celkem jsou k dispozici data o výskytu invazních rostlin ze 113 km pobřežní vegetace (1127 úseků o délce 100 m) na 5 vodních tocích. Zde bylo z 11 vybraných nalezeno 8 invazních druhů, a to kolotočník ozdobný, křídlatka japonská, k. sachalinská, lupina mnoholistá, netýkavka žláznatá, slunečnice topinambur, zlatobýl kanadský a z. obrovský. Nebyla zaznamenána třapatka dřípatá, bolševník velkolepý a křídlatka česká. Zastoupení invazních druhů (včetně jejich kvantitativní charakteristiky) na vybraných tocích bylo digitalizováno do podoby mapových výstupů v programu ArcGIS 10 (Příloha 5).

V rámci jednotlivých podkapitol jsou uvedeny empirické výsledky pro všechny toky dohromady, ale také pro toky jednotlivé (za účelem srovnání vzájemných odlišností a posouzení adekvátnosti výběru toků). Zároveň jsou zde poskytnuty shrnující údaje, týkající se kvalitativního i kvantitativního zastoupení pro všechny druhy společně a stejně tak pro druhy jednotlivé. V závěru podkapitol jsou uvedeny výsledky statistického testování sebraných dat.

Do společného statistického modelu (předpokládá se multiplikativní vliv faktorů), pro *kvalitativní zastoupení druhů* ve vztahu k faktorům prostředí, byl z korelovaných faktorů zařazen ten, který dosahoval nižší hodnoty opraveného Akaikeho informačního kritéria (AICc). Největší velikosti efektu bylo dosaženo v modelu s průměrnou nadmořskou výškou v případě netýkavky žláznaté (AICc = 871) a kolotočníku ozdobného (AICc = 244). U zlatobýlu kanadského to byl spád toku (AICc = 619), v případě slunečnice topinambur průměrná roční teplota (AICc = 450) a u křídlatky japonské průměrné roční srážky (AICc = 795). V rámci *kvantitativního zastoupení druhů*, ve vztahu k faktorům prostředí, největší velikosti efektu dosahoval model s průměrnou nadmořskou výškou pro netýkavku žláznatou (AICc = 281), zlatobýl kanadský (AICc = 190) a kolotočník ozdobný (AICc = 7). V případě slunečnice topinambur to byla průměrná roční teplota (AICc = 38) a u křídlatky japonské průměrné roční srážky (AICc = 187). Na druhy lupina mnoholistá, křídlatka sachalinská a zlatobýl

kanadský nemohla být aplikována statistická analýza z důvodu nízkého počtu opakování (lupina byla nalezena pouze v 7 úsecích, křídlatka sachalinská jen ve 3 úsecích a zlatobýl obrovský obsadil 1 úsek).

6.1. Zastoupení invazních druhů na tocích

Jednotlivé toky se co do přítomnosti druhů vzájemně lišily. Nejvíce druhů se vyskytovalo v břehové vegetaci Labe a Bělé (celkem 6), naopak nejméně v případě Moravy (celkem 4). Na všech tocích byly zjištěny druhy netýkavka žláznatá, křídlatka japonská a slunečnice topinambur. Zlatobýl kanadský chyběl pouze v případě řeky Moravy. Křídlatka sachalinská byla společná pro Moravu a Labe a kolotočník ozdobný pro Bystřici a Bělou. Naproti tomu lupina mnoholistá se vyskytovala pouze v břehové vegetaci Bělé a zlatobýl obrovský podél Labe.

Kvalitativní zastoupení invazních druhů (obsazenost)

Z celkové délky všech vodních toků bylo 55 % obsazeno alespoň jedním invazním druhem a mnohdy se druhy vyskytovaly společně. V rámci jednotlivých druhů největší proporci obsadila netýkavka žláznatá (34 %), následovaná křídlatkou japonskou (15 %). Ze zbývajících druhů 10 % obsadila slunečnice topinambur, 9 % zlatobýl kanadský a 2 % kolotočník ozdobný. Zanedbatelnou část (pod 1 %) obsadila lupina mnoholistá, křídlatka sachalinská a zlatobýl obrovský.

V rámci jednotlivých toků byla z největší části obsazena Tichá Orlice (95 %), za ní následovala Labe (89 %) a Morava (57 %). Téměř z poloviny (49 %) byla obsazena Bělá a nejnižší obsazenost vykazovala řeka Bystřice (32 %). Z hlediska obsazenosti konkrétními druhy (Graf 1) lze u toků Labe, Tiché Orlice a Moravy sledovat podobnost. Zde se nejčastěji vyskytovala netýkavka žláznatá, zejména v případě Tiché Orlice vykazovala vysokou obsazenost (90 %), následovaná řekou Labe (80 %) a Moravou (40%). Z dalších druhů významnou část obsadila na březích Moravy (30 %) a Tiché Orlice (15 %) slunečnice topinambur. Stejnou proporci obsadil na Labi (30 %) a Tiché Orlici (15 %) zlatobýl kanadský. Oproti tomu nízkou obsazenost u těchto tří toků vykazovala křídlatka japonská (2–8 %). Naopak Labe, Tichá Orlice a Morava se v zastoupení druhů výrazně odlišují od Bystřice a Bělé. Tyto dva toky si jsou v obsazenosti jednotlivými druhy také vcelku podobné. Nejvíce úseků zde obsadila křídlatka japonská (20–25 %)., následovaná netýkavkou žláznatou (10–15 %). Nízkou

část toku (5 %) obsadil v obou případech zlatobýl kanadský a kolotočník ozdobný. Ostatní druhy se projevovaly zanedbatelnou obsazeností.

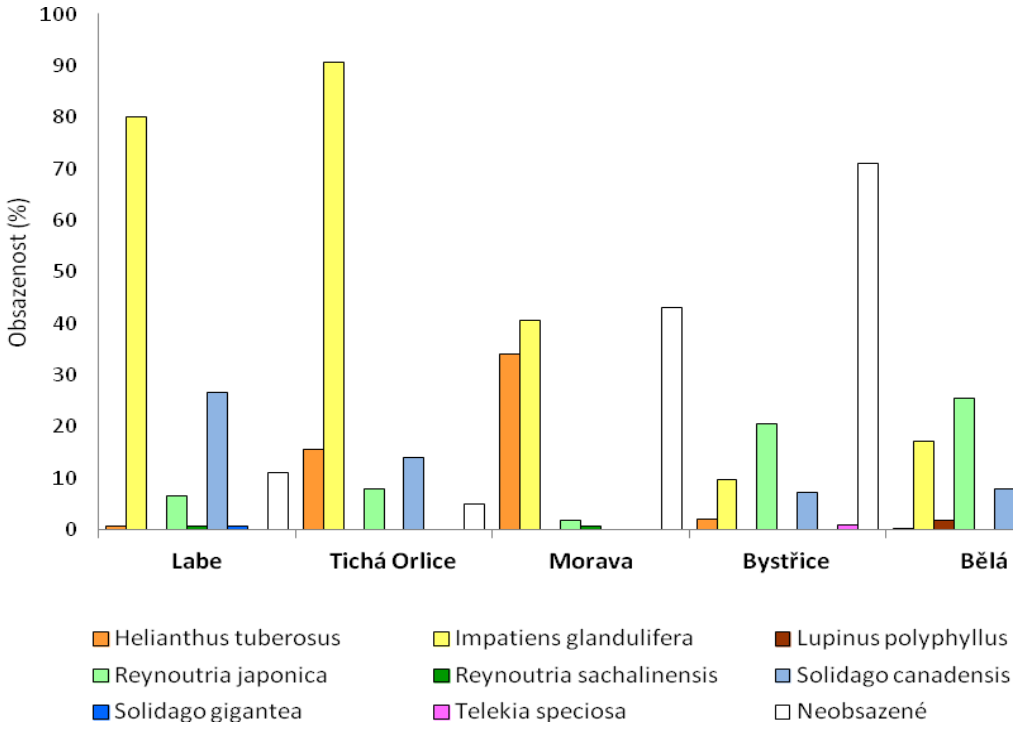
Průměrné kvantitativní zastoupení invazních druhů (průměrná pokryvnost)

Z celkové délky toků bylo 55 % obsazeno invazními druhy. V této části se průměrná pokryvnost pro všechny druhy společně blížila stupni 2 (1,8). Čili druhy sice obsadily poměrně velkou část toku, ale vyskytovaly se v ní převážně roztroušeně, s nízkou dominancí. Některé druhy, ačkoliv obsadily jen malou část toku, dosahovaly vysoké průměrné pokryvnosti. Tak tomu bylo i v případě zlatobýlu obrovského, který dosáhl stupně 3 a křídlatky sachalinské, která se tomuto stupni blížila (2,7). Roztroušený výskyt v obsazené části měla slunečnice topinambur (2,4), netýkavka žláznatá (2,0) a křídlatka japonská (1,8). Průměrná pokryvnost zlatobýlu kanadského se pohybovala na pomezí stupňů 1 a 2, což znamená výskyt ojedinělý až roztroušený. Druhy kolotočník ozdobný a lupina mnoholistá se vyskytovaly ojediněle.

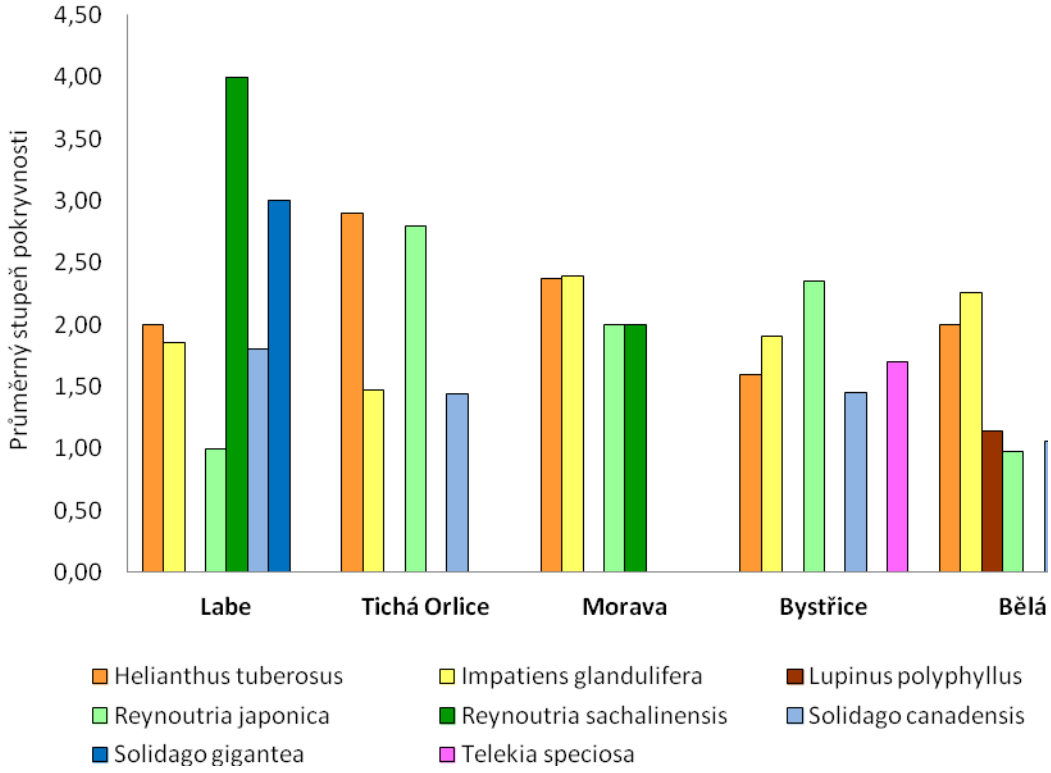
Při porovnání jednotlivých toků bylo zjištěno, že se navzájem liší rozpětím maximálních a minimálních hodnot průměrné pokryvnosti zastoupených druhů (Graf 2). U Labe je rozpětí stupňů nejvyšší (1–4). Následuje Morava (2–4), Tichá Orlice (2–3), Bělá (1–2) a Bystřice (2). Celková průměrná pokryvnost všech druhů pro jednotlivé toky pak vypadá následovně: nevyšší vykazuje Labe (1,8) a Morava (1,5), které se blíží stupni 2, a Tichá Orlice (1,3), Bystřice (1,3) a Bělá (1) se blíží stupni 1. Především u Tiché Orlice je rozpor mezi proporcí obsazených úseků a průměrnou pokryvností. Ačkoliv je tok ze všech nejvíce obsazený, druhy zde dosahují ojedinělého výskytu jako v případě Bystřice, která je naopak obsazena ze všech toků nejméně.

U druhů, které byly nalezeny na více tocích, lze pozorovat (Graf 2), že se jejich průměrná pokryvnost v rámci jednotlivých toků lišila. V případě křídlatky japonské byla zjištěna největší průměrná pokryvnost (2,8) na Tiché Orlici, kde tvořila subdominantu. Naopak nejnižšího stupně (1) dosáhla na Labi a Bělé, kde rostla převážně ojediněle. Slunečnice topinambur disponovala nejvyšší průměrnou pokryvností na březích Tiché Orlice (3), zde měl její výskyt subdominantní povahu. Oproti tomu nejnižší stupeň byl zjištěn u Bystřice (1,6). Stupeň pokryvnosti mírně kolísal v případě netýkavky žláznaté (1,5–2,4). Nejvyšší pokryvnosti dosáhla na Moravě, nejnižší pokryvnosti na Tiché Orlici. Poměrně vyrovnané průměrné pokryvnosti na tocích dosáhl zlatobýl kanadský (1–1,8), u něhož nejnižší stupeň byl zaznamenán na Bělé a nejvyšší na Labi.

Graf 1. Obsazenost studovaných toků jednotlivými invazními druhy.



Graf 2. Průměrná pokryvnost invazních druhů v obsazené části studovaných toků.



6.2. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k upravenosti toku

Z celkového počtu 1127 úseků je 61 % zastoupeno stupněm 1 (přirozená část toku), dalších 24 % náleží stupni 3 (umělá část) a zbývajících 15 % odpovídá stupni 2 (polopřirozená část toku). Při porovnání jednotlivých toků je také ve většině případů nejvíce zastoupen stupeň upravenosti 1 (Graf 3), ale u ostatních stupňů jsou mezi jednotlivými toky patrné rozdíly. Výrazně nejpřirozenější charakter ze všech toků má řeka Bělá, která dosahuje stupně 1 až z 80 % celkové své délky. Pouze místy, kde Bělá prochází intravilány obcí a podél komunikací, se projevuje stupeň 2, tj. jednostranné zpevnění břehů. Za převážně přirozený tok lze považovat i Tichou Orlici, u níž dosahuje stupeň 1 přibližně 60% celkové délky toku. Stejnou proporci zaujímá stupeň 1 i v případě Bystřice. Obě řeky se však liší zastoupením dalších stupňů upravenosti ve zbývající části toku. Zatímco Tichá Orlice má vyšší proporci stupně 2, v případě Bystřice převažuje stupeň 3, tj. charakter toku zcela přetvořený člověkem, a tím pádem je zde intenzita ovlivnění vyšší. Za ní následuje Morava s přibližně 40% podílem stupně 3. Nejvyšší míru antropogenního ovlivnění dosáhla řeka Labe, u které je ve studovaném úseku až z 55 % zastoupen stupeň 3 a zbývající část tvoří přirozený stupeň 1.

Kvalitativní zastoupení invazních druhů (obsazenost)

Ačkoliv v rámci celkové délky toků výrazně převažuje podíl stupně 1, tj. přirozený charakter břehů a koryta, z hlediska obsazenosti alespoň jedním invazním druhem jsou si stupně upravenosti téměř rovnocenné. Mírně převažuje obsazenost ve stupni 1 (72 %), následovaný stupněm 3 (70 %), a relativně nejméně byl obsazen stupeň 2 (64 %). Výrazný rozdíl vůči těmto výsledkům představuje zastoupení konkrétních druhů v jednotlivých stupních upravenosti toku (Graf 4). Výrazně dominovala invadovanost přirozené části toku. Tento stav je nejpatrnější u lupiny mnoholisté (75 %) a netýkavky žláznaté (70 %). Za nimi následují křídlatka japonská (68 %) a kolotočník ozdobný (64 %). Zlatobýl kanadský se vyskytoval poměrně rovnoměrně ve stupni 1 (46 %) a stupni 3 (42 %). Klesající tendence obsazenosti podle upravenosti toku byla zjištěna pouze u slunečnice topinambur, u níž převažoval výskyt ve stupni 1 (50 %), následovaný stupněm 2 (30 %) a nejméně byla zastoupena ve stupni 3 (20 %). Druhy křídlatka sachalinská a zlatobýl obrovský byly nalezeny na tocích jen několikrát, a to pouze v březích s umělým charakterem, tj. ve stupni 3.

Kvantitativní zastoupení invazních druhů (průměrná pokryvnost)

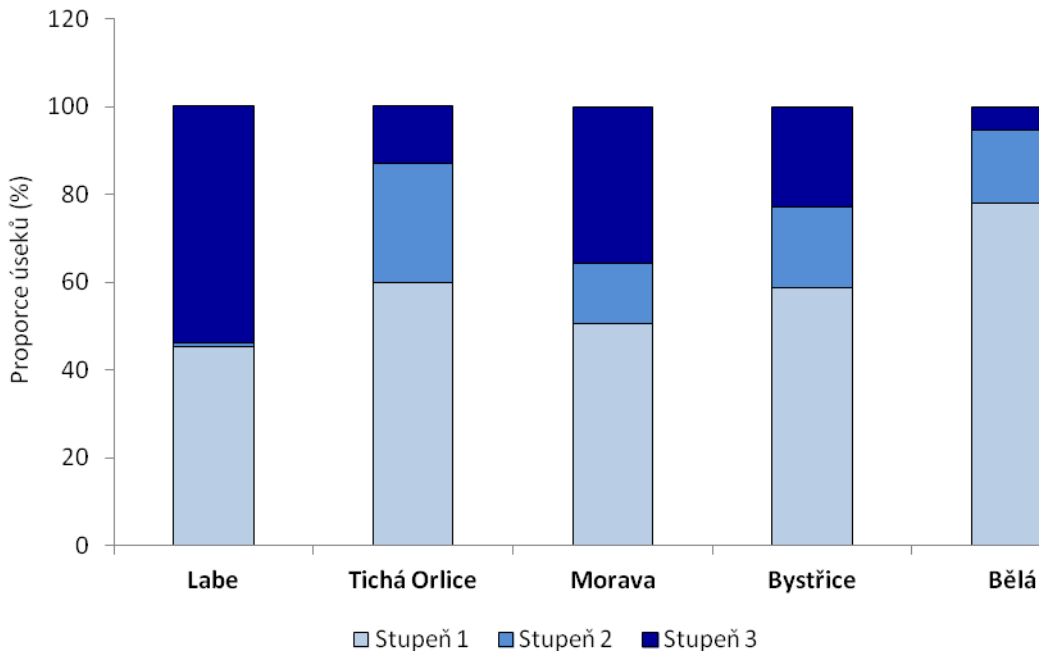
I když byly druhy převážně nalézány na březích přirozeného charakteru, z hlediska kvantity jejich výskytu nejsou výsledky vždy totožné (Graf 5). Průměrná pokryvnost všech druhů byla nejvyšší ve stupni 3 (1,7), za ním následoval stupeň 2 (1,6) a nejnižší průměrná kvantita druhů byla zjištěna ve stupni 1 (1,3). Také jednotlivé druhy se lišily svým kvalitativním a kvantitativním zastoupením v jednotlivých stupních upravenosti toku. Nejmarkantnější rozdíl je zaznamenán u slunečnice topinambur. Ta obsadila především přirozenou část, avšak výrazně nejvyšší průměrné pokryvnosti (4) dosáhla v polopřirozené části toku. Vyrovnanou kvantitu výskytu, s mírným navýšením ve stupni 2, má křídlatka japonská (2,6), lupina mnoholistá (2,0) a kolotočník ozdobný (1,2). Zlatobýl kanadský dosahoval na tocích také vyrovnané průměrné pokryvnosti, ale s mírným navýšením ve stupni 3 (1,7). Nejvyšší průměrná pokryvnost u zlatobýlu obrovského (3) a křídlatky sachalinské (1,7) byla zjištěna ve zcela přetvořené části toku. Pouze v případě netýkavky žláznaté odpovídá nejvyšší obsazenost její nejvyšší průměrné pokryvnosti (2,2) v přirozené části toku.

Statistické vyhodnocení

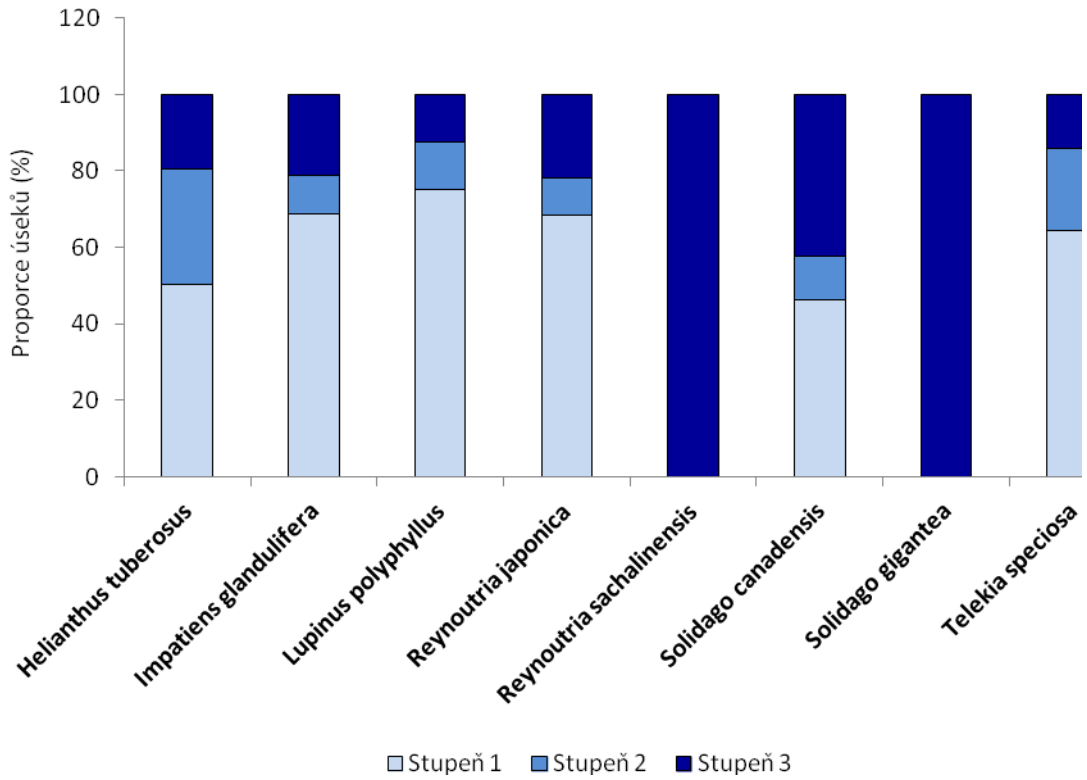
Zda empirické výsledky mají kauzální opodstatnění, rozhodl statistický test. Při vyhodnocení vazby *kvalitativního zastoupení invazních druhů* vzhledem k upravenosti toku byla u netýkavky žláznaté (AICc = 871) a křídlatky japonské (AICc = 795) zjištěna pozitivní závislost pro stupeň 1. Tyto druhy byly také nejčastěji nalézány v přirozené části toku. U slunečnice topinambur vykazoval výskyt pozitivní závislost ve stupni 2 (AICc = 451), ačkoliv se druh nejvíce vyskytoval v přirozené části toku. V případě výskytu zbývajících druhů zřejmě stupeň upravenosti toku nehraje roli.

Z hlediska *kvantitativního zastoupení invazních druhů* byla zjištěna u netýkavky žláznaté pozitivní závislost ve stupni 1 a naopak negativní ve stupni 2 (AICc = 281). Negativní závislost ve stupni 1 byla zjištěna i u křídlatky japonské (AICc= 186) a zlatobýlu kanadského (AICc = 44). Ve všech případech, kdy byla prokázána závislost, odpovídají výsledky empirickému pozorování. U zbývajících druhů nebyl potvrzen vliv upravenosti toku na kvantitu jejich výskytu.

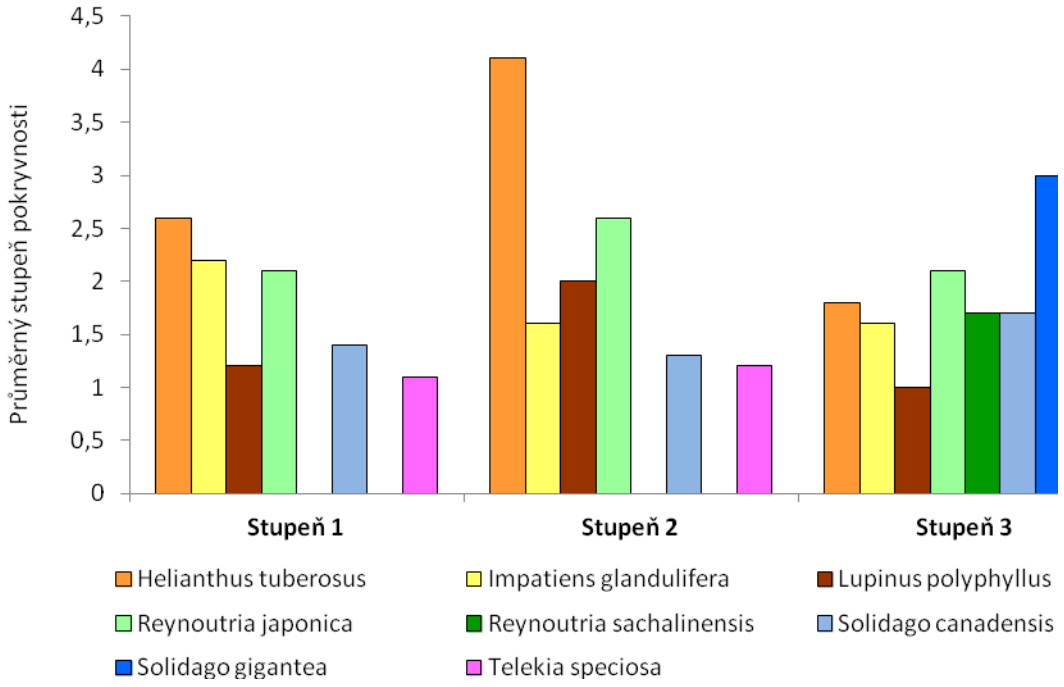
Graf 3. Zastoupení jednotlivých stupňů upravenosti toku na studovaných tocích.



Graf 4. Obsazenost jednotlivých stupňů upravenosti toku invazními druhy.



Graf 5. Průměrná pokryvnost jednotlivých invazních druhů ve stupních upravenosti toku.



6.3. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k převažujícímu krajinnému pokryvu

V rámci celkového počtu zmapovaných úseků je zastoupení jednotlivých typů krajinného pokryvu poměrně vyrovnané. Přibližně 35 % připadá na lesní porosty, stejná proporce náleží intravilánům obcí a zbývajících 30 % zaujímají kulturní porosty. Při srovnání jednotlivých toků, co do zastoupení převažujícího krajinného pokryvu, lze pozorovat patrné rozdíly (Graf 6). Studované úseky řek Tiché Orlice (91 %) a Labe (60 %) prochází především krajinou kulturní. Od ní se výrazně odlišuje řeka Morava. Ta ve svém úseku vykazuje nejvyšší lesnatost (60 %) přilehlého krajinného pokryvu ze všech mapovaných toků (60 %), následovaná Bystřicí (46 %). Zbývající část (51 %) Bystřice lemují intravilány obcí, což je mezi ostatními toky zároveň nejvyšší proporce pro tuto kategorii. Na řece Bělé jsou zastoupeny kategorie lesní porosty (33 %), kulturní porosty (32 %) i intravilány obcí (34 %) rovnoměrně.

Kvalitativní zastoupení invazních druhů (obsazenost)

Jednotlivé kategorie krajinného pokryvu byly sice na celkové délce toků poměrně rovnoměrně zastoupeny, ale co do obsazenosti alespoň jedním druhem vykazují odlišné tendence. Nejvyšší obsazenost (84 %) byla zjištěna v části toku procházející kulturním krajinným pokryvem, za ním následovaly intravilány obcí (45 %) a nejméně se druhy vyskytovaly v části obklopené lesními porosty (39 %). I v případě zastoupení jednotlivých invazních druhů (Graf 7) byly nejméně invadovány lesní porosty. Zde se nejčastěji vyskytovala (63 %) pouze lupina mnoholistá. V kategorii kulturní porosty, ačkoliv byly celkově nejvíc invadovány, převažovalo zastoupení jen u netýkavky žláznaté (59 %). Vyrovnaný výskyt na březích obklopenými kulturními porosty (43 %) a intravilány obcí (47 %) vykazovala slunečnice topinambur. U zbývajících druhů se výskyt koncentroval zejména v intravilánech obcí. Zlatobýl kanadský byl nalezen pouze jednou, a to v této kategorii, proto zde má nejvyšší obsazenost (100 %) ze všech druhů. Za ním následuje křídlatka sachalinská (67 %), kolotočník ozdobný (63 %), křídlatka japonská (59 %) a zlatobýl kanadský (57 %).

Kvantitativní zastoupení invazních druhů (průměrná pokryvnost)

Pro všechny druhy dohromady byla zjištěna celkem vyrovnaná průměrná pokryvnost ve všech kategoriích krajinného pokryvu. Lehce vyšší byla v intravilánech obcí (1,5) a stejnou hodnotu měla v lesních a kulturních porostech (1,3), což je výrazně v rozporu s celkovou obsazeností, která byla výrazně nejvyšší v kulturních porostech. Ani u jednotlivých druhů četnost výskytu vždy neodpovídala dosažené průměrné pokryvnosti v jednotlivých kategoriích. V některých případech byly průměrné stupně pokryvnosti poměrně vyrovnané ve všech krajinných pokryvech (Graf 8). To je případ křídlatky japonské (2), kolotočníku ozdobného (1) a lupiny mnoholisté (1), ačkoliv (vyjma lupiny, u které kvantita odpovídá četnosti výskytu) se tyto druhy nejčastěji vyskytovaly v intravilánech obcí. Určitou klesající tendenci v kvantitě svého výskytu vykazovala slunečnice topinambur, kdy nejvyšší hodnoty nabyla v lesních porostech (2,5), následovanými kulturními porosty (2,4) a intravilány obcí (1,9). Přitom obsadila zejména poslední dvě uvedené kategorie. Stejně tak netýkavka žláznatá měla nejvyšší průměrnou pokryvnost v lesních porostech (2,2), nižší v kulturních porostech (1,9) a nejnižší v intravilánech obcí, ale nejčastěji byla nalézána v kulturních porostech. U zlatobýlu kanadského byla dosažena vyšší průměrná pokryvnost (1,6) v kulturních porostech a intravilánech obcí, což pro intravilány obcí odpovídá i jeho nejvyšší

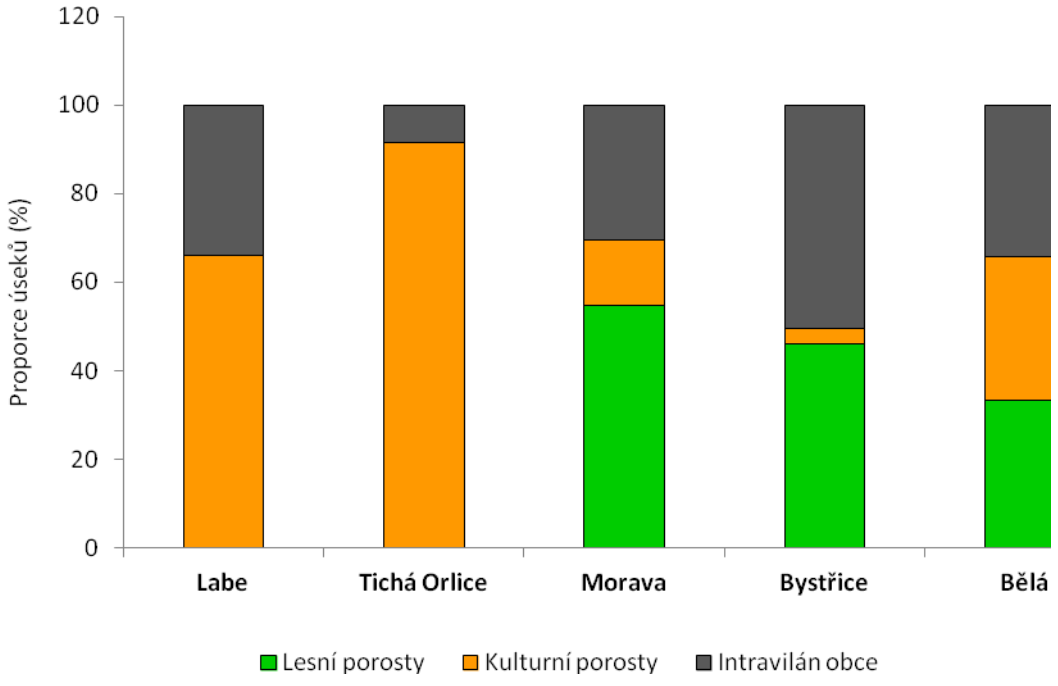
obsazenosti. Stejně tak křídlatka sachalinská vykazovala nejvyšší stupeň kvantity (2) v intravilánech obcí, kde byla nejčastěji nalézána. Zlatobýl obrovský byl zjištěn pouze jednou, a to v intravilánech obcí, kde se vyskytoval ojediněle (1).

Statistické vyhodnocení

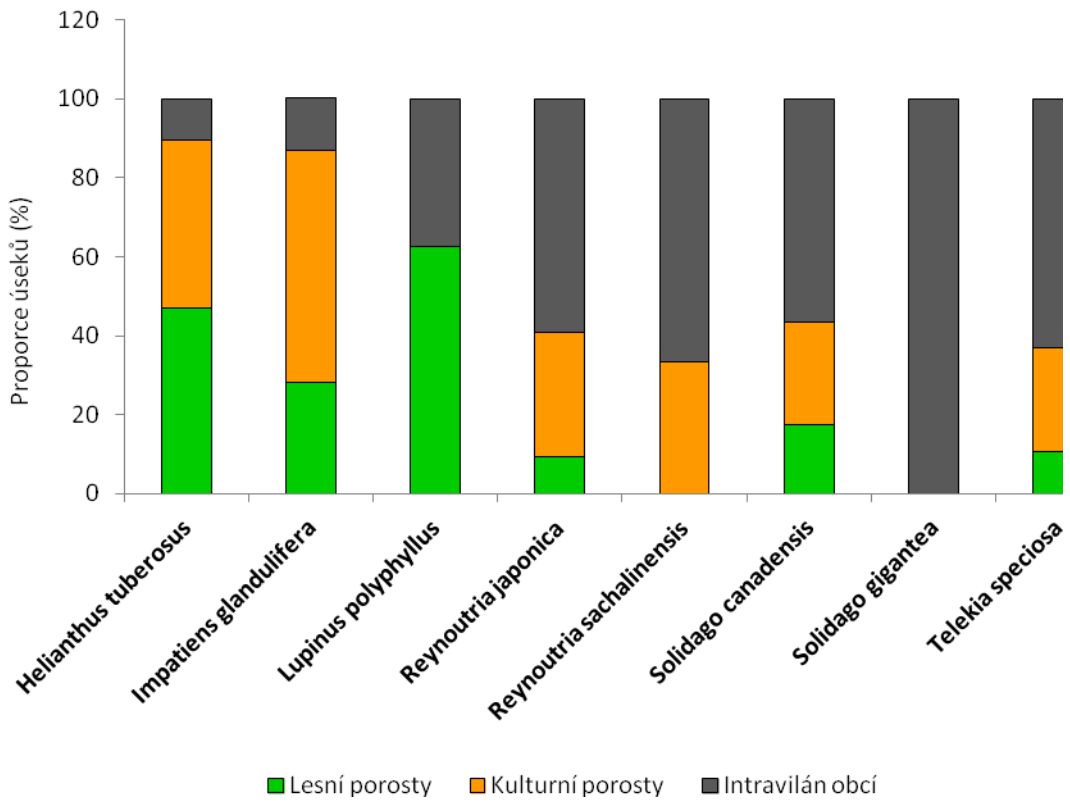
Jestli výše uvedená zjištění mají příčinné opodstatnění, vyřešil statistický test. Při vyhodnocení vazby *kvalitativního zastoupení invazních druhů* vzhledem k převažujícímu krajinnému pokryvu byl u křídlatky japonské zjištěn pozitivní vztah pro intravilány obcí (AICc = 795). U netýkavky žláznaté (AICc = 871) a slunečnice topinambur (AICc = 451) vykazoval výskyt pozitivní závislost v kulturních porostech a negativní závislost v intravilánech obcí. V případě zastoupení zbývajících druhů nebyl vliv krajinného pokryvu prokázán.

Z hlediska *kvantitativního zastoupení invazních druhů* byla zjištěna u netýkavky žláznaté (AICc = 281) a kolotočníku ozdobného (AICc = 7) negativní vazba na intravilány obcí. V případě slunečnice topinambur (AICc = 38) byl potvrzen pozitivní vztah ke kulturnímu krajinnému pokryvu. Ve všech případech, kdy byla prokázána závislost, odpovídají výsledky empirickému pozorování. U zbývajících druhů nebyl potvrzen vliv krajinného pokryvu na kvantitu jejich výskytu.

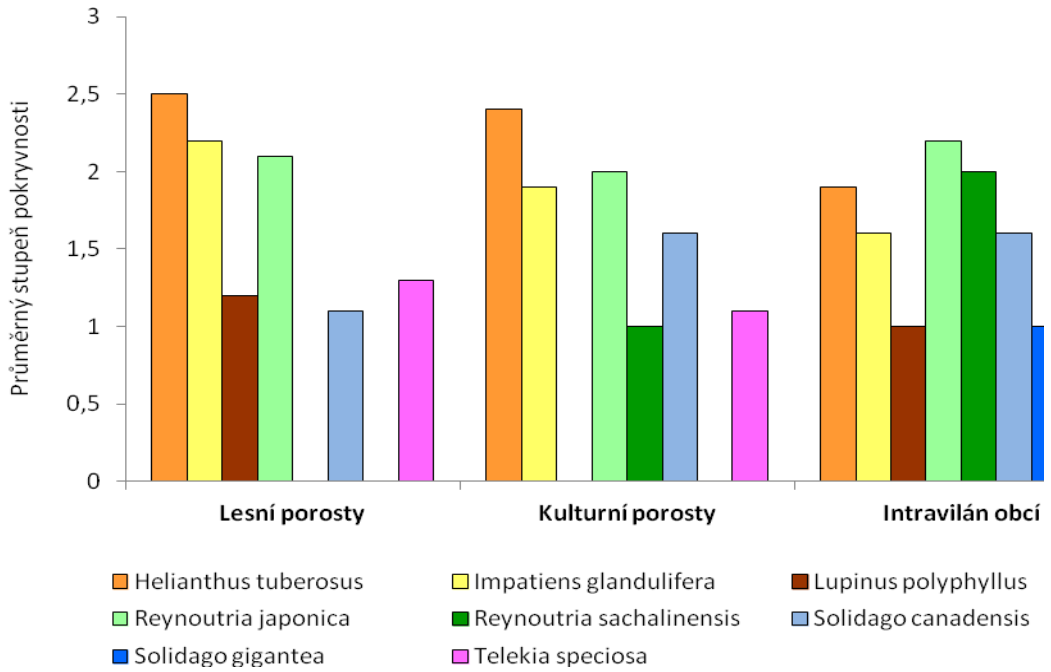
Graf 6. Zastoupení jednotlivých typů krajinného pokryvu na studovaných tocích.



Graf 7. Obsazenost jednotlivých kategorií krajinného pokryvu invazními druhy.



Graf 8. Průměrná pokryvnost jednotlivých invazních druhů v kategoriích krajinného pokryvu.



6.4. Rozšíření invazních druhů ve vztahu k zachovalosti biotopů

V břehové vegetaci vybraných vodních toků bylo nalezeno celkem 7 biotopů ze 2 formačních skupin (Tab. 3). Z konečného počtu úseků mírně převažovala formační skupina M (57 %) nad X, ale mezi jednotlivými biotopy měl nejvyšší podíl (27 %) biotop X1 , následovaný biotopem M5.

Avšak jednotlivé toky se v zastoupení biotopů navzájem lišily (Graf 9). Podle poměru přirozených a antropogenně ovlivněných biotopů lze vegetaci řeky Labe považovat za nejméně zachovalou, protože zde největší proporci z celkové délky toku zaujímaly biotopy z formační skupiny X (66 %). Následována byla řekou Moravou (47 %), kde ale mírně převažovaly biotopy M. Za poměrně zachovalou lze považovat pobřežní vegetaci Bystřice i Bělé, u kterých se proporce přirozených biotopů pohybovala nad 60 %. Nejzachovalejší charakter vegetace v pobřežní zóně vykazovala Tichá Orlice se 73% zastoupením biotopů M.

Toky se lišily i počtem přítomných biotopů. Nejvíce jich (5) bylo zaznamenáno na Labi a Bělé, nejméně na Bystřici (3). Také co do složení jsou mezi toky patrné rozdíly. Ve všech případech byly nalezeny biotopy X1 a X7, biotop M1.4 chyběl pouze v případě Moravy. Zde však větší část zaujímal biotop M4, který jinde nalezen nebyl. Na Labi významnou proporci z přirozených biotopů tvořil biotop M1.5 a pouze zde byl zaznamenán biotop M1.1. Biotop M1.5 byl nejvíce zastoupen v případě Tiché Orlice. U Bělé a Bystřice převažoval biotop M5, který na ostatních tocích přítomen nebyl.

Tab. 3. Celkové zastoupení formačních skupin a jednotlivých biotopů v břehové vegetaci vybraných vodních toků.

Biotop	Proporce úseků (%)
Mokřadí a pobřežní vegetace (M)	56,2
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	0,2
M1.4 Říční rákosiny	10,0
M1.5 Pobřežní vegetace potoků	8,0
M4 Štěrkové říční náplavy	13,0
M5 Devětsilové lemy horských potoků	25,0
Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem (X)	44,0
X1 Urbanizovaná území	27,0
X7 Ruderální bylinná vegetace mimo sídla	17,0

Kvalitativní zastoupení invazních druhů (obsazenost)

Na celkové délce toků měly nejvyšší zastoupení biotopy z formační skupiny M, čemuž ale také odpovídá jejich celková obsazenost. Z hlediska obsazenosti alespoň jedním druhem byla nejvyšší hodnota zjištěna u biotopu M1.1 (100 %), za ním následovaly biotopy M1.5 (97 %), M1.4 (85 %), M4 (71%), X7 (70 %), X1 (54 %) a nejnižší zastoupení měly druhy v biotopu M5 (15 %). V rámci jednotlivých druhů (Graf 10) jsou výsledky odlišné. Ve formační skupině M byla nejčastěji nalézána netýkavka žláznatá (65 %), konkrétně v biotopu M4 (24 %). Za ní následovala slunečnice topinambur (M = 54 %), která se také nejhojněji vyskytovala v biotopu M4 (40 %). V případě lupiny mnoholisté byly biotopy M a X obsazeny rovnoměrně (50 %), ale z hlediska konkrétního biotopu byl nejvíce invadován M5 (50 %). Zbývající druhy obsadily především biotopy z formační skupiny X a nejvíce biotop X1. U zlatobýlu obrovského, který obsadil pouze jeden úsek, zde byla obsazenost nejvyšší (X=X1 = 100 %), za ním následuje křídlatka sachalinská (X = 100 %, X1 = 61 %), k. japonská (X = 69 %, X1 = 49 %), zlatobýl kanadský (X = 64 %, X1 = 49 %) a kolotočník ozdobný (X = 63 %, X1 = 44 %).

Kvantitativní zastoupení invazních druhů (průměrná pokryvnost)

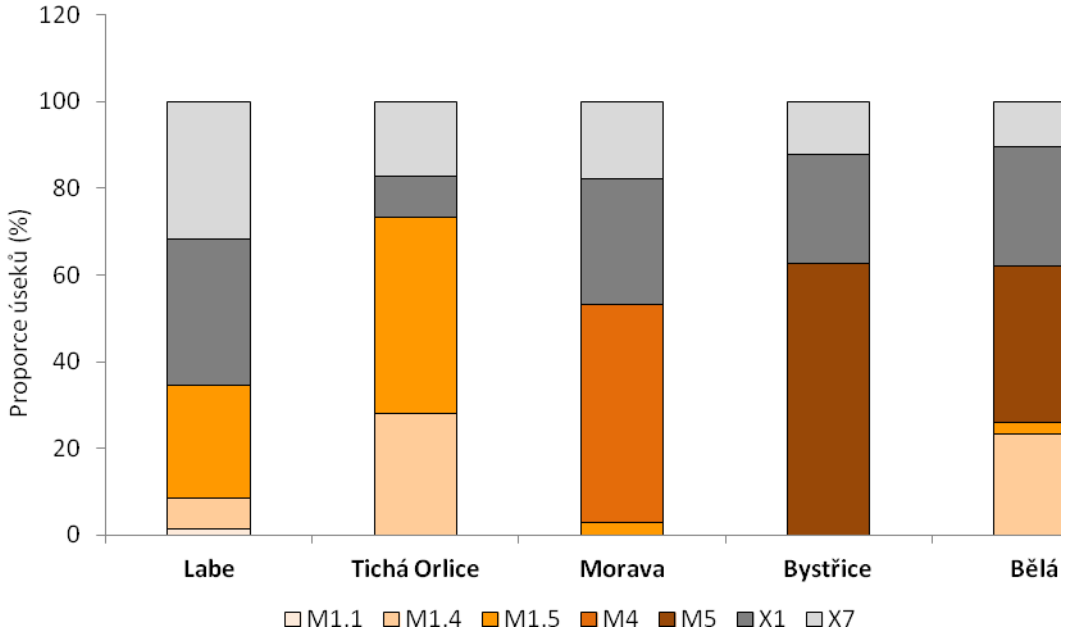
Pro všechny druhy dohromady byla zjištěna celkem vyrovnaná průměrná pokryvnost ve všech biotopech. Oproti celkové obsazenosti byla lehce vyšší v biotopu X1 (1,8) a X7 (1,6), kde měl výskyt druhů ojedinělý až roztroušený charakter. U zbývajících biotopů se druhy vyskytovaly ojediněle (1,3–0,3). Z hlediska jednotlivých druhů neodpovídá vždy četnost průměrné pokryvnosti v konkrétních biotopech (Graf 11). Shodné výsledky byly zjištěny jen u druhů slunečnice topinambur, která i z hlediska kvantity výskytu dosáhla nejvyšší hodnoty (2,7) v biotopu M4. Stejně tak u křídlatky sachalinské odpovídá nejvyšší obsazenost nejvyšší průměrné pokryvnosti (2) pro biotop X1. Zlatobýl obrovský obsadil pouze jeden úsek, a to v biotopu X1, kde se vyskytoval ojediněle. U zbývajících druhů není shoda mezi obsazeností a průměrnou pokryvností. Netýkavka žláznatá (2,8) a kolotočník ozdobný (1,3) dosahovaly nejvyššího stupně v biotopu M5. Křídlatka japonská (2,8) nabyla nejvyšší kvantity v biotopu M1.5. Kdežto druhy lupina mnoholistá (2,7) a zlatobýl kanadský (1,9) v biotopu X7.

Statistické vyhodnocení

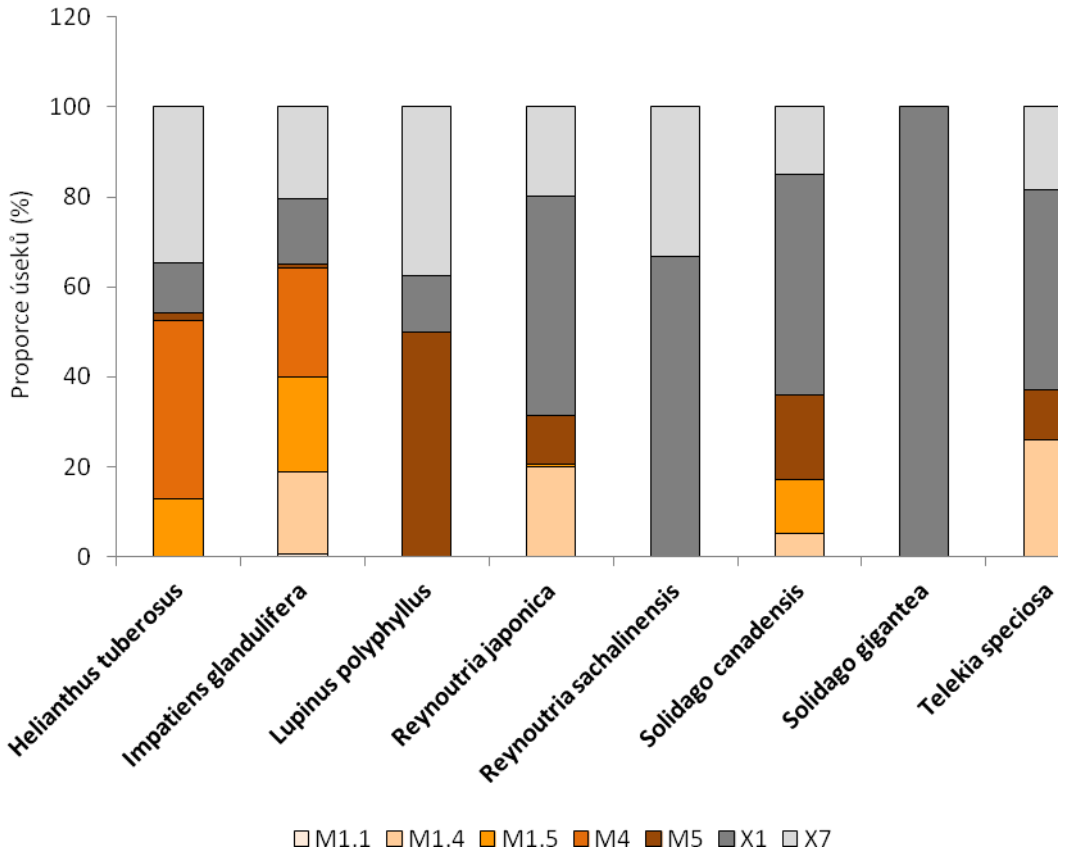
Jestli výše uvedená zjištění mají příčinné opodstatnění, vyřešil statistický test. Při vyhodnocení vazby *kvalitativního zastoupení invazních druhů* vzhledem k biotopu byl u slunečnice topinambur (AICc = 451) zjištěn pozitivní vztah pro biotop X1. V případě zlatobýlu kanadského (AICc = 619) byla potvrzena pozitivní závislost pro biotop M1.5. Křídlatka japonská (AICc = 795) a kolotočník ozdobný (AICc = 250) vykazovaly pozitivní vztah v biotopu M1.4 a X1. Naopak negativní vazba byla prokázána u netýkavky žláznaté (AICc = 872) v biotopu M5. V případě zastoupení zbývajících druhů nebyl vliv biotopu potvrzen.

Z hlediska *kvantitativního zastoupení invazních druhů* byla zjištěna u slunečnice topinambur (AICc = 39) pozitivní vazba na biotop M4. V případě zlatobýlu kanadského (AICc = 44) byl potvrzen pozitivní vztah k biotopu M1.5 a negativní k biotopu M1.4. U ostatních druhů nebyl potvrzen vliv biotopu na kvantitu jejich výskytu.

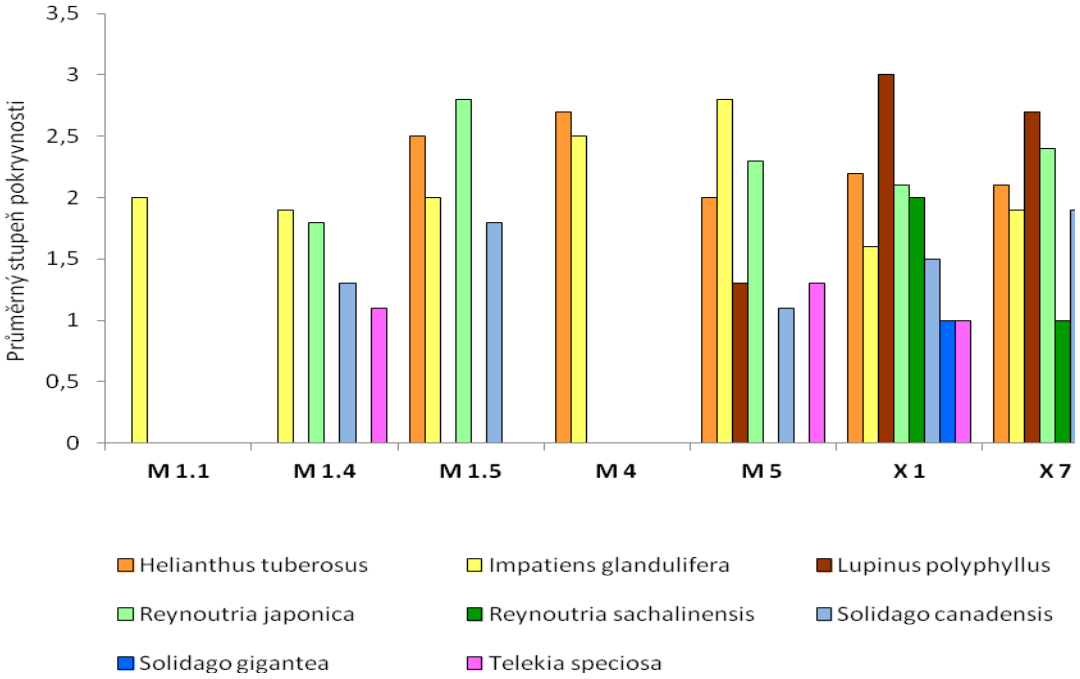
Graf 9. Zastoupení jednotlivých biotopů na studovaných tocích.



Graf 10. Obsazenost jednotlivých biotopů invazními druhy.



Graf 11. Průměrná pokryvnost jednotlivých invazních druhů v typech biotopů.



6.5. Rozšíření invazních druhů ve vztahu ke spádu toku

Mapované úseky řek Labe, Tiché Orlice a Moravy se nachází převážně v dolní části toku, kde mají malé převýšení (6–29 m) a vykazují tak nízký výsledný spád toku (0,9–1,1 ‰). Oproti tomu úseky řek Bystřice a Bělé zaujímají horní, střední i dolní část toku a disponují značným převýšením (236–565 m) a vysokém výsledném spádu toku (9,8–14,9 ‰).

V případě toků s nízkým spádem je patrné rovnoměrné zastoupení invazních druhů na celé délce studovaných úseků. Kdežto u toků s výrazným spádem je počátek úseků (nejvyšší spád) v podstatě neobsazený a množství nálezů druhů postupně přibývá směrem ke konci úseků (nejnižší spád) (viz. Příloha 5). Z druhů vykazuje opačný trend pouze lupina mnoholistá, kolotočník ozdobný a zlatobýl kanadský.

Statistické vyhodnocení

Z hlediska *kvalitativního zastoupení invazních druhů* byla s rostoucím spádem toku zjištěna klesající tendence u slunečnice topinambur (AIC = 510) a netýkavky žláznaté (AIC = 915). Naopak s rostoucím spádem toku stoupal výskyt u druhů zlatobýl kanadský (AIC = 619) a kolotočník ozdobný (AIC = 244).

V případě *kvantitativního zastoupení invazních druhů* nebyl vliv spádu toku prokazatelný.

6.6. Rozšíření invazních druhů rostlin ve vztahu k průměrné nadmořské výšce

Z hlediska průměrné nadmořské výšky bylo největší rozpětí hodnot zjištěno v průběhu úseku řeky Bělé (869–264 m n. m.) a Bystřice (498–260 m n. m.). Tyto dva toky mají povahu podhorské až horské bystřiny, která postupně přechází do toku nížinného. V případě úseku Moravy (234–208 m n. m.) a Labe (239–224 m n. m.) byl rozdíl průměrných nadmořských výšek poměrně malý a k minimální změně nadmořské výšky došlo v případě Tiché Orlice (256–250 m n. m.). Tyto tři řeky mají povahu nížinného toku.

Vodní toky Labe, Morava a Tichá Orlice, tj. s nížinným charakterem, byly na svém úseku invadovány poměrně rovnoměrně (Příloha 5). Kdežto toky Bystřice a Bělá, tj. podhorské a horské, vykazovaly podstatně vyšší invadovanost ve své nížinné části.

Z druhů vykazuje opačný trend pouze lupina mnoholistá, kolotočník ozdobný a zlatobýl kanadský.

Statistické vyhodnocení

Podle *kvalitativního zastoupení invazních druhů* byl s rostoucí nadmořskou výškou zjištěn pokles u slunečnice topinambur (AIC = 485) a netýkavky žláznaté (AIC = 872). V případě výskytu ostatních druhů nehraje nadmořská výška roli.

Co do *kvantitativního zastoupení invazních druhů* nebyl vliv nadmořské výšky prokázán.

6.7. Rozšíření invazních druhů rostlin ve vztahu k průměrné roční teplotě a průměrným ročním srážkám

Průměrná roční teplota

V porovnání se zbývajícími toky je v průběhu studovaných částí Labe (8,30–8,60°C), Moravy (8–8,20°C) a Tiché Orlice (7,90–8,10°C) průměrná roční teplota vyšší a příliš nemění. Naopak poměrně výrazné rozpětí hodnot bylo zjištěno v úsecích Bystřice (6,40–8,30°C) a Bělé (4,40–8°C).

U řek s vyšší a vyrovnanou průměrnou roční teplotou lze sledovat vcelku rovnoměrnou obsazenost po celé délce toku. Oproti tomu chladnější části řek Bělé a Bystřice jsou invadovány podstatně méně (Příloha 5).

Statistické vyhodnocení

Vyjma křídlatky japonské byl potvrzen vliv průměrné roční teploty na *kvalitativní zastoupení invazních druhů*. Vzestupnou tendenci výskytu spolu s rostoucí teplotou vykazují Slunečnice topinambur (AICc = 451) a netýkavka žláznatá (AICc = 909). Naopak u kolotočníku ozdobného (AICc = 247) a zlatobýlu kanadského (AICc = 622) výskyt klesá se zvyšující se teplotou. U ostatních druhů nemá průměrná roční teplota vliv na jejich výskyt.

Co do *kvantitativního zastoupení invazních druhů* nebyl prokázán vztah u žádného z testovaných druhů.

Průměrné roční srážky

Také v případě průměrných ročních srážek je rozpětí minimálních a maximálních hodnot nízké u Labe (598–582 mm), Moravy (587–568 mm) a Tiché Orlice (591–577 mm). Oproti tomu velká amplituda byla zjištěna u Bělé (841–582 mm) a Bystřice (729–615 mm).

Řeky s celkově nižšími průměrnými úhrny a menším rozpětím hodnot byly invadovány vcelku rovnoměrně v celé své délce. Kdežto u Bělé a Bystřice byly méně invadovány části s vyššími úhrny (převážně horní část toku) a obsazenost stoupala v části s nižšími úhrny srážek.

Statistické vyhodnocení

Z hlediska vlivu průměrných ročních srážek na *kvalitativní zastoupení invazních druhů* byla zjištěna negativní závislost u slunečnice topinambur (AICc = 499) a netýkavky žláznaté (AICc = 897). V případě výskytu zbývajících druhů nehrají průměrné roční srážky roli.

Co do vlivu průměrných ročních srážek na *kvantitativní zastoupení invazních druhů* byla prokázána vzestupná tendence s rostoucími úhrny srážek v případě křídlatky japonské (AICc = 187). U dalších druhů nezávisí kvantita výskytu na průměrných ročních srážkách.

7. DISKUZE

Výběr druhů

Výběr druhů, určených pro mapování, mohl být rozšířen ještě minimálně o štětinatec laločnatý [*Echinocystis lobata* (Michx.) Greene], u kterého na našem území v poslední době stoupá počet lokalit právě v pobřežních porostech (BOTANY 2012) a zaznamenala jsem jej na několika místech v případě Moravy a Labe. Přesnost výsledků, z hlediska pokryvnosti druhů, by zvýšilo měření listové pokryvnosti (LAI, $m^2.m^{-2}$) pomocí přístrojů, avšak značně by se tím prodloužil sběr dat, což by bylo proti zásadám použité metodiky.

Výběr toků

Jednotlivé toky se co do zastoupení druhů vzájemně lišily. Domnívám se, že tento výsledek koresponduje s vhodným výběrem toků. Účelem bylo, aby toky byly navzájem co nejvíce odlišné ve svých faktorech, které ovlivňují výskyt invazních druhů. Mírná podobnost v kvalitativním i kvantitativním zastoupením druhů nastala u Moravy, Labe a Tiché Orlice, jejichž studované úseky jsou situovány především v dolní části toku a mají zde nížinný charakter. Tady mohly rozhodující roli hrát faktory jako je nadmořská výška, průměrná roční teplota a spád toku. Bělá a Bystřice vykazovaly také jistou podobnost, kdy oba toky jsou spíše podhorského až horského rázu. Opět zde mohla mít vliv zejména nadmořská výška, teplota a spád toku, ale také vliv německého sudetského obyvatelstva, se kterým je spojeno rozšiřování některých druhů. Účelem práce není porovnávat toky navzájem v jejich invadovanosti, sebraná data se analyzovala jako jeden soubor (jeden tok). Některé toky byly zmapovány téměř v celé své délce (Bělá a Bystřice), kdežto toky zbývající byly zmapovány jen v nepatrné části z celé své délky. Tudíž jinak by faktory prostředí působily na začátku a jinak na konci těchto toků. Výsledky by byly také zajisté jiné, kdyby byl soubor toků značně rozšířen o další řeky. Proto k výsledkům ze získaných dat je třeba přistupovat jako k případovým studiím a nebrat je v obecnou platnost. Avšak data přináší informace z dosud nezmapovaných toků a rozšiřují tak znalosti o stavu invazí na našem území.

Faktory prostředí

Z dalších faktorů by bylo prospěšné vztáhnout expozici a tvar říčního údolí, protože konkurenční schopnosti mnoha invazních druhů závisí právě na dostupnosti světla, která se odvíjí od těchto geomorfologických činitelů. Protože se jedná o pozorování a ne o experiment, mohly výsledky ovlivnit „skryté faktory“, jako je například management druhů na březích a osvěta podporovaná řadou organizací nebo naopak záměrné šíření některých druhů člověkem pro dekorativní nebo technické účely (zpevnění břehů apod.). Dále velký význam mají povodňové situace (Matějček 2009), které dokážou jednorázově druhy rozšířit na velké vzdálenosti (zejména v případě netýkavky žláznaté). Také je to eutrofizace vodních toků, kdy obecně platí, že invazní druhy jsou na živiny náročnější. V neposlední řadě se mohlo uplatnit upuštění od pravidelné péče o břehy po 2. světové válce, což podporuje šíření invazních druhů.

Použitá metodika

Metodiku sběru a vyhodnocení dat považuji za rychlou, jednoduchou, snadno zopakovatelnou (např. za účelem srovnání invadovanosti toků v čase). Navíc ji lze aplikovat na různé toky o různé délce. Za jistou nevýhodu lze považovat umělé rozdělení toku na 100m úseky. Přírodní systémy jsou v reálu mnohem složitější a někdy se v rámci jednoho úseku vyskytovaly přechodové oblasti pro úrovně sledovaného faktoru. Ale protože metodika pracuje vždy s jedním výsledkem pro daný úsek, musela být provedena generalizace, čímž je výsledek zkreslen. Selektivní záznamy pro jednotlivé faktory by však celou metodiku výrazně zkomplikovaly. Mnoho záznamů jednotlivých faktorů bylo zařazováno do zvolených kategorií na základě subjektivního rozhodnutí (např. upravenost toku), takže i v tomto případě budou data zatížena jistou chybou.

Statistická analýza

Před samotnou statistickou analýzou jsem zjistila, že některé faktory spolu korelují, a to tyto: spád toku, průměrná nadmořská výška, průměrná roční teplota a průměrné roční srážky. Tento stav potvrzuje obecné geografické zákonitosti, že s rostoucí nadmořskou výškou se zvyšuje spád toku a přibývají srážky, naopak v případě teploty dochází k poklesu. Ve výstupu statistické analýzy jsem zjistila, že u všech nalezených druhů závisí výskyt na některém ze studovaných faktorů, a to především na biotopu, krajinném pokryvu a průměrné roční teplotě. V případě netýkavky žláznaté a slunečnice

topinambur závisel výskyt na všech studovaných faktorech. Mnohem menší roli hrály faktory prostředí ve vztahu ke kvantitě výskytu druhů. Zde jsem u většiny případů jistila prokazatelný vliv upravenosti toku, krajinného pokryvu a biotopu. Kvantita výskytu nezávisela v žádném případě na průměrné roční teplotě a spádu toku. U jednotlivých druhů často jedny faktory měly vliv na kvalitativní zastoupení druhů a jiné faktory zase ovlivňovaly kvantitu výskytu druhů.

Srovnání výsledků se současnými literárními zdroji

V této kapitole srovnávám kvalitativní zastoupení druhů s dalšími dostupnými prácemi zaměřenými na výskyt invazních druhů podél vodních toků (Smolová 2007, Gerža 2008, Janzová 2008, Matějček 2008, Modrý 2008, Pánková 2008, Šilarová 2009, Hejzlarová 2010 apod.). Práce Matějčka (2008) a Modrého (2008) zahrnuje údaje z většího souboru toků. Zbývající práce jsou zaměřeny na jeden tok nebo na celé jeho povodí, kde jsem brala v potaz pouze údaje z břehové vegetace. Práce, které by zkoumaly kauzalitu výskytu jednotlivých druhů vzhledem k některému ze studovaných faktorů, k dispozici nejsou. Proto tyto výsledky srovnávám s aktuálně publikovanými poznatky o ekologii invazních rostlin. Pouze v případě vztahu výskytu druhů vůči zastoupeným biotopům není dostupné dostačující množství takto zaměřené literatury. Většinou mapovatelé tuto problematiku neberou v úvahu nebo zjišťují poměr v zastoupení archeofytů a neofytů, případně jsou získané informace příliš obecné a nevztahují se k vodním tokům. Celkově je tato problematika v invazní ekologii ještě málo probádaná.

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

V rámci zjištěných druhů jsem se pokusila usoudit na jejich hrozbu z hlediska dalšího šíření na tocích. Zaměřila jsem se na hlavní vlastnosti vytvářející invazní potenciál, negativní účinky na domácí vegetaci a zkusila alespoň zjednodušeně navrhnout možnosti likvidace. V ideálním případě by se vždy mělo vycházet z prevence (Rejmánek 2000). S tím souvisí pravidelný monitoring druhů na stanovišti. Také kvalitní práce s veřejností je nezbytná, protože ještě stále se mnoho druhů šíří záměrnou výsadbou. Zároveň by při osvětě měla být pozornost věnována i druhům méně známým, jako jsou zlatobýly a slunečnice topinambur. Pokud je území již invadováno, je nutné zvážit tyto kroky: (1) jaké invazní druhy se zde vyskytují, (2) jaký je charakter výskytu (plošný - bodový), (3) jakou měrou je stanoviště invadováno, (4) jaké jsou zde možnosti

likvidace druhu, (5) jakého výsledku chceme dosáhnout (potlačení druhu nebo úplná likvidace) a jaké finanční a technické nástroje máme k dispozici, (6) zda jsou tyto cíle realizovatelné. Vždy by měl být přístup individuální podle nalezených druhů i stanoviště. V případě toků by se mělo postupovat od pramene dolů a pozornost zasluhují i přítoky. Preference pro likvidaci by měla zahrnovat především botanicky ceněná území. Nejosvědčenější metodou likvidace je kombinace mechanického narušování (kosení, vytrhávání), kdy by se vždy měla odstraněná biomasa zničit, a aplikace herbicidu. Zejména podél vodních toků by se vzhledem k živým organismům měl volit co nejšetrnější přípravek a metoda aplikace. Po dokončení eradikace by mělo být provedeno ošetření volné plochy osazením domácími dřevinami nebo rostlinami (např. travní směsi) a nastavena pravidelná kontrola místa.

7.1. Bolševník velkolepý

Bolševník velkolepý patří díky své výrazné biomase, regenerativním vlastnostem, rychlé schopnosti kolonizace a obrovské produkci semen k nejobávanějším druhům. Přesto nebyl nalezen v břehové vegetaci žádného ze studovaných toků, i když jsou k dispozici údaje o jeho předchozí přítomnosti na řece Moravě a Tiché Orlici.

V porovnání s prácemi jsou výsledky podobné. Na Tiché Orlici (úsek Letohrad–Choceň) druh také nebyl nalezen (Hejzlarová 2010). V případě toku Říčky byl bolševník zaznamenán pouze na jedné lokalitě (Smolová 2007). Stejně tak tomu bylo u Divoké Orlice (Janzová 2008) a Kněžné (Šilarová 2009). Pouze lokální problémy způsobuje v povodí Nisy (Modrý 2008). Nízký počet lokalit s bolševníkem uvádí také ve svém výzkumu Matějček (2008), kdy z 39 zmapovaných toků jej zaznamenal pouze na 5, a to jen na několika málo lokalitách, kde však druh dosahoval vysokých četností.

Příčinou může být (1) nerovnoměrné zastoupení druhu na našem území, kdy intenzita jeho výskytu se obecně snižuje od západu na východ. Vliv může mít i doba uplynulá od prvního zplanění. Tj. čím déle je druh na území zavlečený, tím více lokalit stačil obsadit (Višňák 1997). V porovnání s tímto faktem jsou zmapované toky spíše situovány ve východní a jihovýchodní části ČR. Další trend se projevuje v případě přechodu z mezofytika do termofytika, kdy v teplejších oblastech druh většinou chybí, což je případ Labe a Moravy (Slavík 1997, Pyšek a Tichý 2001). Při porovnání říčních biotopů (2) s ostatními bylo zjištěno, že bolševník se nejvíce šíří v sídlech a podél cest a železničních tratí (Nelsen et al. 2005). Zdá se, že větší význam v šíření druhu, než říční

proud, má rozšiřování člověkem (Pyšek a Prach 1993, Pyšek a Prach 1994). Další vliv má osvěta a cílená likvidace tohoto druhu (3). Formou přednášek a informačních letáčků různých organizací jsou do veřejnosti přinášeny znalosti o škodlivosti bolševníku, kdy u našeho obyvatelstva jsou známy především nebezpečné účinky na lidské zdraví a ze všech druhů se těší největší popularitě (Křivánek 2004, Nelsen et al. 2005). V případě Moravy provádí Správa CHKO Litovelské Pomoraví celoplošnou eradikaci tohoto druhu v rámci svého CHÚ (písemné sdělení). Obdobně tomu je u Bělé, Říčky a Divoké Orlice, kde zasahuje Správa CHKO Orlické hory (Gerža 2008). Zároveň jsem získala informace o nesystematické likvidaci bolševníku na březích Labe, Bělé a Tiché Orlice, prováděnou Správou Povodí Labe, s.p.

7.2. Kolotočník ozdobný

Druh byl nalezen několikrát v případě Bělé a jen jednou na řece Bystřici. Celkově obsadil pouze 2 % z celkové délky toků, kde jeho stupeň pokryvnosti odpovídal ojedinělému výskytu. To potvrzuje známou skutečnost, že jeho masové šíření na našem území má spíše lokální charakter (Slavík a Štěpánková 2004). Co do kvalitativního zastoupení druhu byla prokázána závislost v případě průměrné roční teploty, spádu toku a biotopu. Na kvantitu výskytu druhu neměly podle statistického testu studované faktory vliv.

Vliv jednotlivých faktorů

V případě *biotopu* byl prokázán pozitivní vztah výskytu kolotočníku k biotopu M1.4 a X1. Což souhlasí se znalostmi o ekologii tohoto druhu. Vzrůstající tendence v přirozených biotopech svědčí o zdomácnění kolotočníku a jeho schopnosti pronikat do přirozených společenstev. A ačkoliv není druh vázán svým výskytem na ruderalizované biotopy, často je obsazuje, tomu odpovídá rostoucí výskyt v biotopu X1, kde však významnou roli mohlo mít záměrné rozšiřování druhu pro jeho dekorativní vlastnosti (Slavík a Štěpánková 2004, Mlíkovský a Stýblo 2006).

V rámci *průměrné roční teploty* byla zjištěna negativní závislost výskytu druhu (co do kvalitativního zastoupení). Tyto údaje odpovídají současným znalostem o ekologii kolotočníku, jehož rozšíření je koncentrováno ve vyšších polohách a téměř chybí v polohách teplejších. Dalším vysvětlením může být, že byl druh hojně rozšiřován německým obyvatelstvem v horských osadách (Slavík a Štěpánková 2004, Mlíkovský a

Stýblo 2006). Což by vysvětlovalo hojné zastoupení druhu podél Bělé (Orlické hory) a nález v břehové vegetaci Bystřice (Jeseníky).

Z hlediska *spádu toku* byl zjištěn pozitivní vztah. Výsledek testu sice vyšel signifikantní, ovšem domnívám se, že v tomto případě hrál roli jiný činitel. Druh se tak šířil proti proudu toku (vyšší spád byl zjištěn ve vyšších nadmořských výškách, kde byl také druh nalezen), což by odpovídalo jeho schopnostem šířit se pomocí anemochorie, myrmekochorie a epizoochorie. Kolotočník ozdobný, jak už bylo uvedeno výše, preferuje spíše chladnější polohy a byl pro své dekorativní vlastnosti rozšiřován v horských oblastech německým obyvatelstvem, což může být další vysvětlení zjištěných skutečností.

V porovnání s dalšími prácemi byl druh hojně nalézán na březích Dědiny (Gerža 2004), Říčky (2007), Divoké Orlice (Janzová 2008) a Kněžné (2009). V případě Ohře (Pánková 2008), povodí Nisy (Modrý 2008), Tiché Orlice (Hejzlarová 2010) v úseku Letohrad–Choceň a vodních toků v práci Matějčka (2008) nebyl druh mapován.

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

Oproti jiným invazním druhům je účinek na břehovou vegetaci podstatně menší. Také jeho invazní charakter je lokální povahy a rozšiřování do dalších lokalit je jen pozvolné. Současné informace o rozšíření druhu na našem území však nejsou úplné, proto je dost možné, že druh je rozšířený mnohem více. Navíc je schopen vytvářet silně zapojené porosty. Druh se jen málokdy cíleně likviduje a u obyvatelstva je jeho invazní charakter málo znám a i v současnosti je hojně záměrně rozšiřován, což je zřejmě případ Bělé. Proto lze i nadále očekávat nárůst lokalit na mapovaných tocích. Bylo by proto vhodné vytvořit osvětu pro tento druh a potlačit jej, zejména v botanicky ceněných lokalitách (CHKO Orlické hory). Vhodnou metodou je u tohoto druhu vytrhávání a pravidelné sečení s následnou péčí o ošetřená místa.

7.3. Křídlatka ×česká

Záznamy o výskytu druhu na našem území jsou neúplné. V roce 2007 byl udáván jako hojný z okolí Prahy (Mandák a Pyšek 1997). Nyní je považován za hojně rozšířený od nížin do podhůří (BOTANY 2012, Mandák et al. 2004). Přesto ale systematické údaje o výskytu druhu chybí. Také nedostatečně známé jsou ekologické vlastnosti druhu. Očekává se však rychlejší šíření křížence na úkor rodičovských druhů. Byl totiž u

křídlatky ×české prokázán rychlejší klonální růst a kolonizace území, a to zejména v blízkosti vodních toků v porovnání s ostatními biotopy (Pyšek et al. 2003). Existuje také pozorování na lokalitě, kde rostly rodičovské druhy společně s křížencem, přičemž byly rodičovské rostliny v poměrně krátké době vytlačeny a zůstal zde jen kříženec (Mandák a Pyšek 1997). Ačkoliv je druh nejspíš v lag fázi invazního procesu a nárůst nově obsazených lokalit má exponenciální charakter, nebyl nalezen na žádném z mapovaných toků. Vysvětlením může být, že se zde nevyskytovaly oba rodičovské druhy společně a nemohlo dojít ke křížení, případně se sem druh zatím nerozšířil z jiných invadovaných ekosystémů. Také mohl být druh potlačen při managementovém zásahu, např. na řece Moravě je prováděna pravidelná eradikace všech druhů křídlatek a v případě Povodí Labe, s.p. jsou hlášeny nesystematické zásahy při různých pracích na tocích (písemné sdělení).

V porovnání s výsledky ostatních mapovatelů nebyl druh nalezen na březích Říčky (Smolová 2007) a Divoké Orlici (Janzová 2008). Naopak její hojné zastoupení bylo potvrzeno z toků Kněžná (Šilarová 2009), Nisa, Smědá, Jizera a Mohelka (Modrý 2008). V případě dalších prací (Matějček 2008, Hejzlarová 2010) nebyly zástupci rodu křídlatka sp. rozlišovány. Mnoho autorů zabývajících se invazními druhy podél toků nerozlišuje jednotlivé druhy a mapuje je v rámci rodu. Domnívám se, že vzhledem k očekávaným odlišným vlastnostem druhu, by bylo vhodné zaznamenávat je zvlášť.

7.4. Křídlatka japonská

Křídlatka japonská se vyskytovala na všech studovaných tocích a nejvíce byly invadovány toky Bělá a Bystříce. Na celkové délce všech toků obsadila po netýkavce žláznaté nevětší proporci (15 %), kde dosáhla roztroušeného výskytu. Co do kvalitativního zastoupení druhu byl prokázán vztah k upravenosti toku, krajinnému pokryvu a biotopu. V případě kvantitativního zastoupení vykazoval druh závislost na upravenosti toku, biotopu a průměrných ročních srážkách.

Z hlediska srovnání s ostatními toky byla křídlatka na březích Kněžné (Šilarová 2009) nalezena pouze jednou a jen několikrát se vyskytovala podél Říčky (Smolová 2007) a Divoké Orlice (Janzová 2008). Naopak poměrně hojně rostl druh na Tiché Orlici v úseku Letohrad–Choceň (Hejzlarová 2010), podél Dědiny (Gerža 2004) a silně rozšířený byl v případě Nisy, Smědé, Jizery a Mohelky (Modrý 2008). V případě práce Matějčka (2008) a Pánkové (2008) nebyly druhy rodu křídlatka sp. rozlišovány.

Křídlatka japonská patří právem k nejrozšířenějším invazním druhům způsobujících problémy v břehové vegetaci.

Vliv jednotlivých faktorů

Z hlediska kvalitativního zastoupení křídlatky byla prokázána pozitivní závislost pro *upravenost toku stupně* 1, tj. přirozenou část. Naopak co do kvantitativního zastoupení druhu v tomto stupni byla zjištěna klesající tendence. Výskyt v přirozené části značí, že druh dokáže kolonizovat nenarušovaná stanoviště. Klesající kvantita může být dána vzorkem toků. Průměrná pokryvnost druhu se blížila roztroušenému charakteru, což může značit na teprve rozvíjející se invazi, alespoň v případě Bystřice a Bělé. Kdežto na tocích Moravě a Labi mohla být kvantita silně ovlivněna managementovými zásahy a zjištěné nálezy mohly být pouze pozůstatky po předchozích polykormonech.

V rámci *krajinného pokryvu* vrůstal výskyt druhu v intravilánech obcí, alespoň co do jeho kvalitativního zastoupení. Tyto výsledky potvrzují známý fakt, že křídlatka japonská roste hojně na synantropních stanovištích a v okolí lidských sídel (Pyšek a Mandák 2001). Zřejmě bude mít vliv záměrné pěstování. Mnohdy je druh vysazován pro estetické účely nebo namísto živého plotu v řadě zahrad, odkud se na břehy vodních toků šíří samovolně nebo se zahradním odpadem (Mlíkovský a Stýblo 2006). Zastoupení druhu v blízkosti vodních toků mohlo být podpořeno zemními prácemi v břehové vegetaci. Ty umožňují jeho hojné rozšíření, protože dojde k „nařízkování“ oddenků, pomocí nichž se druh snadno množí, a ty jsou s vodou splachována do dalších stanovišť.

V případě kvalitativního zastoupení křídlatka vykazovala rostoucí tendenci v *biotopu* M1.4 a X1. Ani zde se nejedná o nové zjištění. Druh je totiž schopen obsazovat široké spektrum stanovišť. Dobře prospívá na ruderálních místech podél řek a člověkem jinak ovlivněných stanovištích. Navíc bývá ještě stále hojně pěstován. Ale také se dokáže včlenit do vegetace přirozené bez lidského přičinění (Pyšek a Prach 1993, Pyšek a Mandák 2001).

Vzestupnou tendenci kvantitativního zastoupení vykazoval druh v případě *průměrných ročních srážek*. Tyto výsledky potvrzují známý fakt, že křídlatka je nejhojněji nalézána v humidních oblastech mezofytika (Višňák 1997).

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

Druh je na studovaných tocích druhým nejrozšířenějším. V případě Moravy byl již dříve prováděn monitoring a likvidace druhu. Na Labi je křídlatka likvidována nárazově Povodím Labe, s.p. Ve výsledku jsou oba tyto toky nejméně invadovány. Na Bělé a Bystřici systematická eradikace prováděna nebyla, což se odráží také v invadovanosti těchto toků a i do budoucna lze očekávat další šíření druhu. Hlavním rizikem druhu je jeho vegetativní šíření a klonální růst. Porosty křídlatek jsou kompaktní a znemožňují růst nejen bylin, ale také brání uchycení dřevin. Dopad druhu na biodiverzitu je značný a jeho likvidace nezbytná zejména v ceněných územích, což se týká řeky Bělé (CHKO Orlické hory) a Moravy (Litovelské Pomoraví). Navíc křídlatka dokáže velice dobře regenerovat i z malých úlomků svých oddenků, které se dobře šíří po toku. Likvidace druhu je poměrně náročná a vyžaduje velkou dávku trpělivosti. Osvědčenou metodou je pravidelné sečení a vytrhávání, které druh zeslabí vlivem vyčerpání živin. Tento postup je vhodným předstupněm před použitím herbicidů.

7.5. Křídlatka sachalinská

V rámci studovaných toků byl druh nalezen na Labi a Moravě, a to pouze ve třech úsecích. Zde rostla v intravilánech obcí, takže nejspíš půjde o záměrnou výsadbu. Kvůli nízkému počtu záznamů nebylo zastoupení druhu ve vztahu k faktorům prostředí testováno. Výsledek koresponduje se současnými znalostmi o rozšíření druhu. Křídlatka sachalinská je roztroušená po celém našem území, s těžištěm výskytu v Čechách (Mandák et al. 2004). V porovnání s ostatními zástupci rodu křídlatka sp. je tento druh v ČR rozšířen nejméně (BOTANY 2012). Důvodem může být nižší rychlost šíření (Mandák et al. 2004) a menší schopnost regenerace (Bímová et al. 2003). Dalším faktem, který mohl ovlivnit přítomnost křídlatky sachalinské na tocích je, že ze všech druhů křídlatek se právě tato nejméně šíří podél toků a spíše preferuje antropogenně ovlivněné biotopy. Nejhojněji se vyskytuje podél cest a významnou proporci nálezů zaujímají parky, kam byla pro své dekorativní vlastnosti záměrně vysazovaná a odkud se mohla šířit do okolí (Pyšek a Mandák 2001, Mandák et al. 2004), třeba i se zahradním odpadem, který se často likvidoval vhazování do vodních toků nebo na jejich břehy. Zdá se ale, že v případě křídlatky sachalinské, hraje významnější roli pro její šíření lidské přičinění, než říční proud. Případně mohl být druh potlačen při managementovém zásahu, např. na řece Moravě je prováděna pravidelná eradikace

všech druhů křídlatek a v případě Povodí Labe, s.p. jsou hlášeny nesystematické zásahy při různých pracích na tocích (písemné sdělení).

V porovnání s ostatními prácemi nebyla křídlatka sachalinská nalezena na Říčce (Smolová 2007), Divoké Orlici (Janzová 2008), Kněžné (Šilarová 2009). Naopak, vyšší počet lokalit (avšak nejnižší ze všech druhů rodu křídlatka sp.) byl potvrzen na březích Nisy, Smědé, Jizery a Mohelky (Modrý 2008). V případě dalších prací (Matějček 2008, Hejzlarová 2010) nebyly zástupci rodu křídlatka sp. rozlišovány.

7.6. Lupina mnoholistá

Tento druh nebyl pro nízký počet nálezů statisticky testován. Několik nálezů lupiny mnoholisté jsem zaznamenala pouze na řece Bělé. Dohromady obsadila zanedbatelnou část z celkové délky toků (pod 1 %), kde její stupeň pokryvnosti odpovídal ojedinělému výskytu. Příčinou nízkého počtu nálezů může být vzorek vybraných toků. Tento druh je na celém našem území rozšířen roztroušeně, ale v některých oblastech úplně chybí. Nejhojnější je ve vyšších a chladnějších polohách (Sádlo 2001, Mlíkovský a Stýblo 2006), což může částečně vysvětlovat přítomnost na řece Bělé. Dalším významným faktorem zde mohlo být záměrné rozšiřování druhu během německé kolonizace (Mlíkovský a Stýblo 2006).

Nejčastěji byla lupina nalézána na březích s přirozeným charakterem, ačkoliv druh snáší dobře periodické narušování půdy, protože narušená místa dokáže rychle kolonizovat (Sádlo 2001). Tomu odpovídají i vyrovnané nálezy lupiny ve formačních skupinách biotopů M a X, ale z konkrétních biotopů obsadila větší měrou biotop M5. Ve všech případech byla lupina zjištěna na březích obklopenými lesními porosty. To může svědčit o dřívějším vysévání do lesních kultur, zejména na kyselých půdách, pro obohacení půdy dusíkem a jako zdroj potravy pro zvěř. Případně se sem mohla spontánně rozšířit z horských osad, kde byla (a je i současně) hojně pěstována pro své dekorativní vlastnosti (Mlíkovský a Stýblo 2006).

V porovnání s ostatními prácemi se druh hojně vyskytoval podél Divoké Orlice (Janzová 2008), několikrát byl zaznamenán na březích Říčky (Smolová 2007). V povodí Kněžné (Šilarová 2009) rostla hojně, ale pouze mimo pobřeží. Jako lokálně problematický druh byla označena v povodí Nisy (Modrý 2008). Zapojené porosty lupiny nalezl Matějček (2008) v povodí Střely a Teplé (z 39 mapovaných toků).

V případě Tiché Orlice (úsek Letohrad–Choceň) (Hejzlarová 2010), Ohře (Pánková 2008) a Dědiny (Gerža 2004) nebyl druh mapován.

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

Lupina je i v současnosti hojně pěstovaným druhem. Zároveň její invazní vlastnosti nejsou známy v povědomí obyvatel. Také neprobíhá její cílená likvidace. Lze tedy očekávat, že se bude druh na území i nadále šířit. Její šíření může být zesilováno ve spojení se zvýšenou depozicí dusíku, upouštěním od pravidelné péče na pozemcích a celkovou eutrofizací (nejen) horských oblastí (Sádlo 2001). Lupina mnoholistá je druh, který má převážně lokálně invazní charakter podél toků, kam se dostává z lučních porostů, okrajů lesů a opuštěných osad (Mlíkovský a Stýblo 2006). Oproti ostatním druhům nemá takový invazní potenciál a nepříznivý vliv na přirozenou vegetaci. Avšak její nebezpečí tkví v přeměně stanovištních podmínek, vlivem dalšího obohacování půdy o dusík, což vede ke změně složení okolní vegetace, a dalšímu rozvoji jejích porostů. Také dobrá schopnost kolonizace volných prostor a vytváření hustě zapojených porostů výrazně omezuje výskyt dalších druhů (Sádlo 2001). Populace lupiny se v tomto případě vyskytuje v CHKO Orlické hory, proto je důležité druh přinejmenším kontrolovat. Lupinu lze dobře omezit pravidelným a častým kosením, za nejvíce osvědčenou metodu je považováno vytrháváním trsů. Významná je v tomto případě i prevence, tj. je třeba zamezit pěstování a záměrnému šíření (včetně vysévání) lupiny do volné přírody a zejména do chráněných území, kde může způsobit invazi v botanicky ceněných lokalitách (Sádlo 2001). Ošetřená místa je dobré zaplnit vhodnou travní směsí a i nadále monitorovat.

7.7. Netýkavka žláznatá

Netýkavka žláznatá byla nalezena na všech mapovaných tocích. Nejhojnější byla na Tiché Orlici a na Labi. Dohromady obsadila 34 % z celkové délky toků, což je nejvíce ze všech zjištěných druhů. V obsazené části se vyskytovala roztroušeně. V rámci kvalitativního zastoupení byla prokázána závislost na všech studovaných faktorech. Z hlediska kvantitativního zastoupení vykazovala vazbu na upravenost toku a krajinný pokryv.

Při porovnání s ostatními prácemi byl druh hojně nalézán také na březích Metuje (2002), Dědiny (Gerža 2004), Zlatého potoka (Gerža 2007), Ohře (Pánková 2008),

Říčky (2008), Kněžné (Šilarová 2009), Tiché Orlici v úseku Letohrad–Choceň (Hejzlarová 2010) a na březích Nisy, Smědé a Mohelky (Modrý 2008). Matějček (2008) ji zaznamenal celkem na 22 tocích z 39 studovaných, kdy na 100 % celé své délky byla invazí postižena Jizera, Odra, Sázava. Netýkavka žláznatá je na našem území právem považována za velice úspěšný říční neofyt..

Vliv jednotlivých faktorů

Z hlediska kvalitativního i kvantitativního zastoupení, co do *upravenosti toku*, vykazovala netýkavka žláznatá rostoucí tendenci v přirozené části toku. Naopak k poklesu kvantity druhu docházelo v polopřirozené části toku. Tyto výsledky poukazují na skutečně vysoký stupeň naturalizace. Vysvětlením také může být, že upravenost toku byla místy natolik výrazná, že znemožňovala uchycení a trvalejší růst jakékoliv vegetace.

V rámci *krajinného pokryvu* klesalo kvalitativní i kvantitativní zastoupení druhu v kategorii intravilány obcí. Naopak zvýšený kvalitativní výskyt byl prokázán v kulturních porostech. Podle literárních zdrojů se druh nejvíce šířil v intravilánech obcí, a to především v prvopočátcích invazního procesu, kdy byl vysazován na zahradách pro okrasu (Pyšek a Prach 1993). Odtud se následně rozšířil do okolí a nyní převažuje právě v kulturních porostech. Také ústup od pravidelného obhospodařování pozemků a eutrofizace přilehlých polí mohla vést k zesílení výskytu druhu právě v této kategorii (Prach 2001). Celkově lze považovat druh za zdomácnělý, takže se dokáže šířit samovolně bez lidského přičinění.

Netýkavka vykazovala klesající tendenci kvalitativního zastoupení v *biotopu* M5. Pro kvantitu výskytu tato tendence potvrzena nebyla. Druh je na našem území považován za zcela zdomácnělý, tudíž dokáže bez problémů pronikat do přirozených stanovišť. Avšak právě přirozená společenstva biotopu M5 mohou být bariérou pro šíření druhu. Nebo je tento stav pouze výsledkem odvíjejícím se od konkrétního výběru toků.

S rostoucí *průměrnou nadmořskou výškou* docházelo k poklesu kvalitativního výskytu druhu. Tyto výsledky korespondují s dosavadními znalostmi ekologie druhu. Netýkavka je hojná především v nížinném stupni, směrem k vyšším nadmořským výškám ubývá a v horských oblastech zatím chybí úplně (Prach 2001, Mlíkovský a Stýblo 2006, Chytrý a Pyšek 2009).

V případě *spádu toku* byl prokázán klesající výskyt druhu s rostoucím spádem toku. Nejedná se o nové zjištění. Semena druhu se šíří převážně po proudu, kdy neplavou, ale jsou unášena po dně (Slavík 1997, Prach 2001). V částech toku se silnějším spádem nemají semena šanci se zachytit a jsou vlečena do míst s nižším spádem. Navíc ve spodní části toku, kde je spád toku nízký, bývají půdy dobře zásobeny živinami a vodou (Pyšek a Prach 1995), přičemž netýkavka je druh, který v takových stanovištích prospívá nejlépe. Také zde vznikají naplaveniny, tj. nová místa umožňující kolonizaci druhem (Kopecký 1967, Hood a Naimann 2000, Richardson et al. 2007).

V případě *průměrné roční teploty* byla prokázána rostoucí tendence kvalitativního zastoupení druhu. Ani tady nejsou výsledky překvapivé. Netýkavka se vyskytuje po celém našem území, ale chybí v chladnějších oblastech (Slavík 1997). Bylo zjištěno, že vodnaté lodyhy druhu jsou málo odolné vůči mrazu (Prach 2001) a vystřelování semen je při mrazivých teplotách silně omezeno. Teplota je tedy výrazně limitujícím faktorem pro rozšíření druhu (Pyšek a Prach 1995). V případě kvantity výskytu však taková závislost potvrzena nebyla.

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

Netýkavka je na našem území zcela zdomácnělá a značně rozšířená podél vodních toků. Na mapovaných tocích se vyskytovala nejhojněji ze všech druhů. Vzhledem k dobré vybavenosti druhu na šíření pomocí vodního proudu toků lze očekávat i nadále vzrůstající počet lokalit. Mohutnější populace potlačují výskyt domácích druhů, ale netýkavka jen málokdy vytváří úplně zapojené porosty. Úspěšnost invaze druhu se odvíjí od jeho obrovské produkce semen, která se šíří v místě výskytu autochorně vystřelováním, a zároveň na velké vzdálenosti pomocí říčního proudu (Prach 2001). Z hlediska managementu se nejvíce osvědčilo vytrhávání a sečení před dosažením generativní fáze. Nejlepší metodou by bylo znovuzavedení pravidelného obhospodařování pozemků, které netýkavku značně eliminuje, což zatím nepřipadá v úvahu. Otázkou je, jestli je vůbec možné a žádoucí tento druh vždy a všude potlačit? Při masovém rozšíření netýkavky je její úplná likvidace v podstatě nemožná (Mlíkovský a Stýblo 2006), a to jak z hlediska efektivity zásahu (při prvním vyšším vodním stavu je druh zpět), tak finanční náročnosti. V tomto případě je smysluplnější se zaměřit alespoň na omezení druhu v chráněných územích, kde potlačuje ceněná společenstva, tj. Moravu a Tichou Orlici. A také na místa, kde invaze nedosáhla tak vysokého stupně. Žádoucí je

postupovat od pramene dolů po toku a ideálně zároveň provést likvidaci na všech zasažených přítocích.

7.8. Slunečnice topinambur

Slunečnici topinambur jsem nalezla na březích všech mapovaných toků a nejčastěji byla zaznamenávána na Moravě a Tiché Orlici. Dohromady obsadila 10 % z celkové délky vodních toků. V obsazené části měla roztroušený charakter výskytu. Tento druh vykazoval závislost ke všem vybraných faktorům prostředí, co do kvalitativního zastoupení. V rámci kvantitativního zastoupení to byly faktory: upravenost toku, krajinný pokryv a biotop.

Při porovnání s ostatními prácemi patřil druh k nejhojněji nalézaným na řece Odře (Pánková 2008). Na mnoha tocích (14 z 39) ho zaznamenal Matějček (2008) s nejvyšším výskytem na Bečvě, Chrudimce a Lužnici. Často byla slunečnice nacházena podél Jizery a Smědé (Modrý 2008). Několik nálezů bylo zjištěno i podél Tiché Orlice v úseku Letohrad–Choceň (Hejzlarová 2010) a pouze jeden záznam je udáván z Dědiny (Gerža 2004). Slunečnice nebyla nalezena na březích Říčky (Smolová 2007) a Kněžné (2009). Na Divoké Orlici (Janzová 2007) nebyla mapována. Z porovnání s výsledky dostupné literatury vyplývá, že druh je v současnosti hojně rozšířeným říčním neofytem.

Vliv jednotlivých faktorů

Prokazatelný vliv na kvalitativní zastoupení druhu měla *upravenost toku*. V tomto případě vykazovala slunečnice rostoucí tendenci v polopřirozené části toku, ačkoliv byla tato kategorie na tocích nejméně zastoupena. Zdá se, že druh dobře snáší středně ruderalizovaná stanoviště. Navíc mohlo dojít k rozšíření v této části po provedení zemních prací mladšího data (Mlíkovský a Stýblo 2006), kdy s půdou a vlivem vodního toku mohly být transportovány hlízy do obnažených míst pobřežní vegetace.

Z hlediska *krajinného pokryvu* byla jištěna negativní závislost v intravilánech obcí, což je vcelku překvapivý výsledek, ačkoliv je slunečnice obecně nacházena na okrajích městských aglomerací (Řehořek 2001). Druh byl a je dosti často pěstován pro své estetické vlastnosti právě v obecních zahradách (Mlíkovský a Stýblo 2006), odkud se pak se zahradním odpadem často dostával na břehy vodních toků (Řehořek 2001). Výsledek zřejmě poukazuje na naprostou nezávislost populací na lidském přičinění a vysoký stupeň zdomácnění. Naopak v kulturních porostech slunečnice vykazovala

pozitivní závislost jak z hlediska výskytu, tak i pokryvnosti. To může být pozůstatek z doby, kdy u nás byl druh hojně pěstován jako okopanina pro jedlé hlízy. Po sklizni a zaorání totiž vždy alespoň část mrazuvzdorných hlíz překoná zimu a již v dalším roce jsou vzrostlí jedinci schopni reprodukce (Řehořek 2001). V neposlední řadě mohl být výskyt v blízkosti agrárních ploch podpořen splachem eutrofizovaných půd do pobřežních zón.

V rámci *biotopu* slunečnice vykazovala pozitivní závislost v biotopu X1, co do kvalitativního zastoupení, ale její kvantita vzrůstala v biotopu M4. Zvýšené zastoupení v biotopu X1 mohlo být zapříčiněno právě vlivem záměrné výsadby, ať už pro dekorativní vlastnosti nebo pro jedlé hlízy. Nebo se sem mohl druh dostat se zahradním odpadem (Mlíkovský a Stýblo 2006, Řehořek 2001). Kdežto vzrůstající kvantita v biotopu M4 poukazuje na preferenci neruderalizovaných biotopů, vysoké zdomácnění a schopnosti prostupovat do přirozené vegetace.

Klesající tendence výskytu byla zaznamenána s rostoucí *průměrnou nadmořskou výškou*. V tomto případě nejde o nové zjištění, ale potvrzení známých skutečností. Slunečnice je na celém našem území rozšířena roztroušeně, ale s výraznými ohnisky v nížinných oblastech (Višňák 1997, Mlíkovský a Stýblo 2006). V oreofytiku většinou nezplaňuje, nanejvýš je okrajově pěstován (Slavík a Štěpánková 2004)

Výskyt druhu se snižoval i v případě rostoucího *spádu toku*. Slunečnice se dobře šíří svými hlízami po říčním proudu. V místech s výraznou říční erozí jí není umožněno se na březích uchytit. Naopak je unášena spolu s říčním materiálem do spodní části toku, kde se proud zpomaluje, a dochází zde k ukládání materiálu, včetně hlíz (Planty-Tabacci et al. 1996, Hood a Naimann 2000, Richardson 2007, Magee et al. 2008).

Naopak slunečnice se vyskytovala častěji s rostoucí *průměrnou teplotou*, což koresponduje se současnými znalostmi o teplotních preferencích druhu, kdy druh je nejčastěji nalézán v teplejších oblastech.

S rostoucími *průměrnými ročními srážkami* slunečnice ustupovala. Což je na jednu stranu nečekaný výsledek, když druh obecně preferuje vlhčí stanoviště (Višňák 1997). Vysvětlení však může být docela jednoduché, protože srážky přibývají s rostoucí nadmořskou výškou, kdežto druh vykazuje opačnou tendenci. Navíc významnější co do stanovištní vlhkosti bude zásobení spodní hladinou řeky, než samotné srážky.

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

Slunečnice topinambur je významným říčním neofytem, který je na našem území hojně rozšířený podél nížinných toků a lze u ní očekávat i další nárůst obsazených lokalit. Druh se totiž jednak dokáže dobře šířit po proudu díky hlízám, ale i nezávisle na říčním toku vlivem produkce nažek. Také stále přetrvává záměrné šíření druhu.

Tento druh je konkurenčně velmi silný, dokáže vytvářet výraznou biomasu a potlačovat tak nivní společenstva, ale i dalších stanovišť, která mohou být útočištěm řady méně konkurence schopných druhů, a to především polních plevelů a ruderálních rostlin. Proto by měl být druh pokud možno odstraněn z invadovaných stanovišť, a to zejména na Tiché Orlici a Moravě, kde zasahuje do cenných bylinných porostů.

Slunečnice topinambur se podél vodních toků špatně eradikuje. Nejprve by bylo vhodné zamezit novým výsadbám do volné přírody a zejména v blízkosti vodních toků, odkud se druh velice dobře šíří. Čehož lze docílit dobrou osvětou. Jen málokdo ví o invazních schopnostech a účincích druhu. Důležité je při likvidaci postupovat po proudu. Osvědčenou metodou je pravidelné sečení před započetím generativní fáze, což je zhruba začátkem léta (Řehořek 2001). Případně vytrhávání rostlin, které je ale fyzicky poměrně náročné. V ideálním případě kombinace mechanického narušení spolu s aplikací herbicidu. Po ošetření ploch je nutné volná místa obsadit, např. zatravnit vhodnou travní směsí, jinak je rychle kolonizuje netýkavka a následně monitorovat.

7.9. Třapatka dřípatá

Třapatku dřípatou jsem nezaznamenala v břehové vegetaci u žádného ze studovaných toků, ačkoliv se nejhojněji šíří právě v těchto ekosystémech. Jedním z vysvětlení může být, že ohniska rozšíření druhu jsou spojena s nadmořskou výškou okolo 700 m. Tomu odpovídá z vybraných toků pouze řeka Bělá. Její horní část toku je však převážně zalesněná. Výrazný zástin eliminuje růst semenáčků, které nejsou v takových podmínkách schopny prospívat a jsou potlačeny druhy stínomilnými (Slavík a Štěpánková 2004, Francírková 2001). V porovnání s ostatními zmapovanými toky jsou výsledky obdobné. Na tocích v Libereckém kraji byla zjištěna pouze ojediněle (Modrý 2008). Třapatka nebyla zaznamenána na březích Divoké Orlice (Janzová 2008) ani na Tiché Orlici (úsek Letohrad–Choceň) (Hejzlarová 2010), v povodí Říčky (Smolová 2007) a v případě Kněžné byl zaznamenán v břehové vegetaci jen v několika případech (Šilarová 2009). U obou posledních prací převažoval výskyt v zástavbě obcí mimo

vodní toky. Hlavním faktorem zřejmě bude, že převažuje lidský faktor nad samovolným šířením druhu. Druh byl totiž hojně šířen pro dekorativní vlastnosti a navíc se nedokáže prosadit v silně zapojených porostech a lépe se uplatňuje již v narušených a ruderalizovaných stanovištích (BOTANY 2012). Třapatka je považována za charakteristickou složku vegetace říčních břehů v aluviálních oblastech. Tomu odpovídá nález Matějčka (2008), který ji nalezl z 39 hodnocených toků pouze na řece Moravě (úsek nad Litovlí). Nejhojněji je u nás rozšířená podél příhraničních řek (Ostravice, Odra, Smědá, Lužnice). Podle těchto výsledků je třapatka na našem území spíše na ústupu a lze ji považovat za postinvazní druh. Počet lokalit s tímto druhem nejvíce přibýval v 2. polovině 19. století. Vliv třapatky je dnes spíše lokálního charakteru, ačkoliv může vytvářet kompaktní porosty. (Slavík a Štěpánková 2004, Francírková 2001).

7.10. Zlatobýl kanadský

Zlatobýl kanadský byl nalezen na všech tocích vyjma Moravy. Nejhojněji se vyskytoval na březích Labe a Tiché Orlice. Z celkové délky vodních toků obsadil 10 %. V obsazené části dosahoval ojedinělého až roztroušeného výskytu. Z hlediska kvalitativního zastoupení byl prokázán vliv těchto faktorů: biotop, spád toku a teplota. V rámci kvantitativního zastoupení to byla upravenost toku a biotop.

V porovnání s ostatními prácemi byl druh nalezen v jednom případě u Kamenického potoka v PR Zbytka (Gerža 2004) a na březích Kněžné (Šilarová 2009). Výskyt nebyl zaznamenán podél Říčky (Smolová 2007) a v případě povodí Nisy není přímo v břehové vegetaci udáván (Modrý 2008). V rámci Tiché Orlice - úsek Letohrad–Choceň (Hejzlarová 2010), Ohře (Pánková 2008) a v práci Matějčka (2008) byly druhy zlatobýl kanadský a z. obrovský mapovány společně. V případě Divoké Orlice (Janzová 2008) druh nebyl mapován vůbec.

Vliv jednotlivých faktorů

Ačkoliv přítomnost druhu na *kvalitě toku* nezávisí, jeho kvantita ano. Pokryvnost zlatobýlu klesala v přirozené části toku. Příčinou může být, že druh hůře proniká do zapojených porostů. Obzvláště v travních porostech je pravděpodobnost uchycení semenáčků, i přes velkou produkci semen, jen velmi malá. Navíc druh preferuje spíše narušovaná, synantropní, mezická stanoviště a vlhkým stanovištím se vyhýbá. V rámci

vodních toků je hojný na štěrkopísčitých substrátech (zřejmě případ Labe) a vlhkým se vyhýbá (nejspíš případ Moravy, kde vůbec nalezen nebyl). (Pyšek a Tichý 2001).

Z hlediska *biotopu* vykazoval zlatobýl kanadský pozitivní závislost co do kvalitativního i kvantitativního zastoupení v biotopu M1.5. Naopak jeho pokryvnost klesala v biotopu M1.4. U druhu je obecně známo, že preferuje spíše narušovaná a synantropní stanoviště (Višňák 1997. Mlíkovský a Stýblo 2006). Avšak zdá se, že do některých přirozených společenstev dokáže dobře pronikat, což může signalizovat zvýšený stupeň naturalizace.

Vzhledem k rostoucímu *spádu toku* vykazoval druh vzestupnou tendenci, alespoň co do kvalitativního zastoupení. Zde se domnívám, že ač test označil vazbu za signifikantní, bude tato se jednat o závislost na jiných, nestudovaných faktorech. Nejspíš půjde o dobrou schopnost druhu se šířit nejen po proudu, ale také opačným směrem vlivem generativní a klonální reprodukce. Příčinou může být i šíření druhu proti proudu vlivem vysazování člověkem, protože zlatobýl byl hojně pěstován jako okrasná a nektarodárná rostlina (Mlíkovský a Stýblo 2006).

V případě stoupající *průměrné roční teploty* byla u zlatobýlu zjištěna klesající tendence. Druh je schopen osídlovat poměrně široké teplotní spektrum, a to od teplých nížin až po chladnější podhorský stupeň. Čili zde bude výsledek nejspíš ovlivněn výběrem toků.

Vývoj invaze druhu, rizika, návrh managementu

Druh, ač preferuje stanoviště antropogenní, je na mnoha tocích značně rozšířen. Díky vynikajícím invazním vlastnostem a stále trvajícímu pěstování pro okrasu lze očekávat jeho další šíření v těchto biotopech do budoucna.

Zlatobýl kanadský disponuje výrazným invazním potenciálem. Dokáže totiž dobře obsazovat stanoviště vlivem klonálního růstu a zároveň se šířit na velké vzdálenosti výraznou produkcí semen. Silné zastínění v kombinaci s velkou kořenovou konkurencí pak eliminuje většinu ostatních druhů. Porosty zlatobýlu vytlačují polopřirozenou vegetaci zejména v okolí vodních toků (Pyšek a Tichý 2001, Mlíkovský a Stýblo 2006).

Jako u ostatních druhů je důležitá osvěta. Druh je stále hojně vysazován na zahradách, odkud se snadno šíří do okolí. Navíc mnoho osvětovných prací je zaměřeno pouze na tři nejproblematičtější druhy (křídlatku, bolševník a netýkavku). V případě likvidace se uplatňuje pravidelné kosení, které rostliny oslabuje a posiluje růst okolní vegetace na úkor zlatobýlu. Vhodné je také přerušení oddenků, ze kterých rostliny

profitují, kdy jednotlivé fragmenty oddenků tvoří slabší a méně plodné lodyhy. (Pyšek a Tichý 2001). Samozřejmá by měla být i pozásahová péče o obnažené plochy po výskytu zlatobýlu.

7.11. Zlatobýl obrovský

Druh byl nalezen pouze v jediném případě, a to na řece Labi, kde byl nalézán již dříve, což odpovídá i současným znalostem o jeho rozšíření, protože jako těžiště jeho výskytu je uváděna východní část ČR. Dále je hojně nalézán v severní a severovýchodní části našeho území (Pyšek a Tichý 2001, Slavík a Štěpánková 2004). Celkově je zlatobýl obrovský na území ČR zastoupen výrazně nerovnoměrně. Toto je zřejmě hlavním důvodem, proč není zastoupen na zbylých mapovaných tocích. V případě Moravy je absence druhu udávána z okolí Litovle, naopak zvýšený výskyt je hlášen v jižní části toku. U Bělé a Bystřice by ještě mohla mít vliv nadmořský výška. Druh se totiž šíří zejména v planárním stupni a v horských polohách převážně chybí (Pyšek a Tichý 2001, Slavík a Štěpánková 2004).

Při porovnání s dalšími prácemi nebyl druh potvrzen na Kněžné (Šilarová 2009), Divoké Orlici (Janzová 2008), Říčce (Smolová 2007). U Tiché Orlice (úsek Letohrad–Choceň) (Hejzlarová 2010) a prací Matějčka (2008) byl sledován výskyt rodu a jednotlivé druhy nebyly rozlišovány. O záměrné likvidaci druhu nemám ze studovaných území žádné informace. Vzhledem k nízkému počtu obsazených úseků by nebylo objektivní usuzovat o ekologii druhu.

8. ZÁVĚR

Vodní toky jsou na našem území významnou měrou invadovaným ekosystémem, což se potvrdilo i v případě 5 studovaných toků. Ty byly z více než poloviny své délky invadovány. Celkem jsem zde zaznamenala výskyt 8 druhů z 11 mapovaných. Nejvíce zde byly zastoupeny druhy netýkavka žláznatá, křídlatka japonská, slunečnice topinambur a zlatobýl kanadský, což potvrzuje jejich výrazný invazní potenciál pro šíření podél toků. V rámci zbývajících druhů byl charakter invaze spíše lokálního rázu. Invadovanost toků ale výrazně závisí na jejich vlastnostech. To se odrazilo i v rozdílné invadovanosti jednotlivých vzájemně odlišných toků. Bylo záměrem zjistit, jaké z vytypovaných faktorů podmiňují invadovanost vodních toků jednotlivými druhy. K tomu posloužilo statistické testování sebraných dat pomocí mnohonásobné lineární regrese a obecných lineárních modelů. V případě této práce měly prokazatelný vliv faktory jak abiotické, tak biotické faktory a přirození i antropoegenní.. Co do kvalitativního zastoupení druhů to byl zejména biotop, krajinný pokryv a průměrná roční teplota. V případě *Helinathus tuberosus* a *Impatiens glandulifera* závisel výskyt na všech studovaných faktorech. U mnoha druhů byl prokázán vysoký stupeň naturalizace, tj. schopnost pronikat do přirozených a nejméně narušovaných biotopů bez přispění člověka. Mnohem menší roli hrály faktory prostředí ve vztahu ke kvantitě výskytu druhů. Zde ve většině případů měly vliv pouze faktory upravenost toku a biotop. Kvantita výskytu nezávisela v žádném případě na průměrné roční teplotě a spádu toku. U jednotlivých druhů byl často rozpor mezi faktory mající vliv na jejich přítomnost a faktory mající vliv na kvantitu výskytu. V budoucnu by bylo vhodné ještě vztáhnout vliv geomorfologie řečiště a vliv povodní. Zejména invadovanost biotopů ještě není zcela objasněným tématem.

Práce informace z případové studie o invazním procesu v říčních ekosystémech, jako modelovém příkladu. Rozšiřuje znalosti o stavu invaze na našich tocích, přináší údaje o ekologii jednotlivých invazních druhů ve vztahu k vybraným faktorům prostředí. Tyto informace slouží jako podklad pro vytvoření vhodného managementu invazních rostlin a následnou péči o druhovou diverzitu domácí vegetace invadovaných toků. Zároveň mohou být výsledky použity pro srovnání invadovanosti jednotlivých toků a srovnání stavu invaze v čase.

LITERATURA

Bímová et al. 2003. Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria taxa* (*Polygonaceae*). Plant Ecol. 166: 1–11.

Čelakovský L. 1897. Analytická květena Čech, Moravy a rakouského Slezska. 3. vyd. Praha: Tempský F. 48 s.

Demek J., Mackovčin P. 2006. Zeměpisný lexikon ČR. 2. vyd. Brno: AOPK ČR. 580 s.

Dostál J. 1989. Nová květena ČSSR 2. 1. vyd. Praha: Academia. 1548 s.

Dostálek J. 1996. Šíření invazních druhů synantropních rostlin podél silnic v Orlických horách a jejich předhůří na příkladu *Anthriscus sylvestris*, *Impatiens parviflora* a *Telekia speciosa*. In: Kučera J. 1996. František Hrobař: život a dílo. Sborník ze setkání k 10. výročí úmrtí Františka Hrobaře. Dobré: Dobré. 29 s.

Dostálek J. 1997. Četnost výskytu synantropních rostlin podél silnic v Orlických horách a jejich předhůří. Příroda. 11: 201–242.

Fletcher D., Darryl D., Villouta E. 2005. Modelling skewed data with many zeros: A simple approach combining ordinary and logistic regresion. Environmental and Ecological Statistics. 12: 45–54.

Francíková T. 2001. Třapatka dřípatá. In: Pyšek P., Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. 1.vyd. Brno: Rezekvítek. s. 35–36.

Gerža M. 2002. Rozšíření *Impatiens glandulifera* Royle podél Metuje. Práce a studie. 10: 249–252.

Gerža M. 2004. Rozšíření netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera* Royle) a dalších nepůvodních druhů (*Reynoutria japonica*, *Telekia speciosa*, *Solidago canadensis*, *Heracleum mantegazzianum*, *Helianthus tuberosus* sl.) v přírodní rezervaci Zbytka a podél Dědiny (v úseku od pramene po PR Zbytka). Gerža M. Technická správa. (depon. in archiv autora) 13 s.

Gerža M. 2007. O změnách květeny Orlických hor v průběhu 20. století. Panorama. 17: 17–26.

Gerža M. 2008. Invazní rostliny v Orlických horách. Zprávy Čes. Bot. Spol. 43: 163–168.

Gerža M. 2009. Metodika mapování invazních druhů podél toků a zjišťování indexu zatížení břehové vegetace invazními druhy (depon. in archiv autora).

Hadač E., Hadač J. 1948. Květena Pardubicka: cévnaté rostliny pardubického politického okresu. 1. vyd. Praha: Přírodovědecký klub. 232 s.

Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology. 97: 393–403.

Hejzlarová L. 2010. Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Tiché Orlice [bakalářská práce]. Praha: Univerzita Karlova.

Herben T. 1997. Jakou roli hraje rostlinné společenstvo v úspěšnosti invaze cizího rostlinného druhu? Zprávy Čes. Bot. Spol. 32: 7–12.

Holmes P. et al. 2005. A decision-making framework for restoring riparian zones degraded by invasive alien plants in South Africa. South African Journal of Science. 101: 553–564.

Homola T. 1980. Synantropní vegetace města Olomouce. Zpr. Kraj. Vlativěd. Muz. 203: 1–18.

Hood W., Naiman J. 2000. Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. Plant Ecology. 148: 105–114.

Hrobař F. 1931. Květena Kostelecka a Rychnovska: soustavný přehled prvků rosltinných a jejich naležišť. Vamberk: Hrobař F. 128 s.

Chuman T. et al. 2008. Stav poznání o vlivu extrémních záplav na vegetaci údolních niv. In: Langhammer a kol. 2008. Změny v krajině a povodňové riziko. Praha: Univerzita Karlova v Praze. s. 226–232.

Chytrý et al. 2008. Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. Ecology. 89: 1541–1553.

Chytrý M., Pyšek P. 2009. Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. Živa. 1: 11–14.

Janzová A. 2008. Výskyt invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky v povodí Divoké Orlice (CHKO Orlické hory) [bakalářská práce]. Ostrava: Ostravská univerzita v Ostravě.

Kopecký K. 1967a. Die flussbeglenteide Neophytengesellschaft Impatienti-Solidaginetum in Mittelmähren. Preslia. 39: 151–166.

Kopecký K. 1967b. Methoden und Ziele der Pflanzenverbreitungsanalyse an Flussufern. Preslia. 39: 421–131.

Kopecký K. 1970. Neofyta v pobřežních cenozách Divoké a „Spojené“ Orlice. Praha: Studie ČSAV. 7: 97–106.

Kopecký K. 1974. Die anthropogene nitrophile Saumvegetation des Gebirges Orlické hory (Adlergebirge) und seines Vorlandes. Rozpravy Čs. Akademie věd. 84(1): 3–173.

Kopecký K. 1975. *Aconogonon polystachyum* (Wallich ex Meisner) Král a *Impatiens glandulifera* Royle v květeně Orlických hor a jejich podhůří. Zpr. Čs. Bot. Spol. 10: 21–24.

Kopecký K. 1985. Společenstva řádu Convolvuletalia sepium a svazu Convolvulion sepium v ČSSR. Preslia. 57: 235–246.

Kopecký K., Hejný S. 1971. Nitrofilní lemová společenstva víceletých rostlin severovýchodních Čech: příspěvek k teoretickým otázkám cenologie antropogenní vegetace. Praha: Academia. 125 s.

Kopecký K., Hejný S. 1992. Ruderální společenstva bylin České republiky: zpracováno s použitím deduktivní metody syntaxonomické klasifikace. 1. vyd. Praha: Academia. 128 s.

Křivánek M. 2003. Řeka - dálnice pro invazní rostliny. Vodní hospodářství. 5: 121–123.

Křivánek M. 2004. Zhodnocení činnosti jednotlivých organizací a státní správy v ČR v oblasti rostlinných invazí. Ochrana přírody. 59: 146–149.

Lingrová H. 2009. Zatížení nivy řeky Bělé (východní Čechy) invazními druhy rostlin [bakalářská práce]. Olomouc: Univerzita Palackého.

Lososová et al. 2012. Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. Biological Conservation. 145: 179–184.

Lytle D., Poff N. 2004. Adaptation to natural flow regimes. TRENDS in Ecology and Evolution. 19: 94–100.

Mackovčin P., Sedláček M. 2002. Chráněná území ČR: svazek V., Královehradecko. 1. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno. 409 s.

Magee T. et al. 2008. Alien species importance in native vegetation along wadeable streams, John Day River basin, Oregon, Usa. Plant Ekol. 195: 287–307.

Magee T. et al. 2010. Index of Alien Impact: A Method for Evaluating Potential Ecological Impact of Alien Plant Species. Enviromental Management. 45: 759–778.

Mandák B, Pyšek P. 1997. Druhy rodu Reynoutria na území České republiky. Zprávy Čes. Bot. Spol. 32: 45–57.

Mandák et al. 2004. History of the invasion and distribution of *Reynoutria* Taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. Preslia. 76: 15–64.

Matějček T. 2008. Výskyt invazních druhů rostlin v břehové vegetaci vybraných vodních toků. Zprávy Čes. Bot. Spol. 43: 169–182.

Matějček T. 2009. Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků. [disertační práce]. Praha: Univerzita Karlova v Praze.

Mlíkovský J., Stýblo P. 2006. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. Praha: ČSOP. 496 s.

Modrý 2008. Likvidace invazních rostlin v teorii a praxi [CD]. Liberec: Liberecký kraj, resort rozvoje venkova, zemědělství, životního prostředí a informatiky. 102 s.
Nálevka B. 1977. Půdní poměry. In: Bárta Č. 1977. Příroda Orlických hor a Podorlicka. 1. vyd. Praha: Státní zemědělské nakladatelství. 287–306 s.

Nelsen C. et al. 2005. The Giant Hogweed Best Practice Manual: guidelines for The management and control of an ivansive weed in Europe. Hoersholm: Forest and Landscape Denmark. 44 pp.

Nováková H., Rydlo J. 1980. Květena Opatovického kanálu. Práce a studie. 12: 35–44.

Pánková P. 2008. Rozšíření invazních druhů rostlin v pobřežní vegetaci Ohře. [diplomová práce]. Praha: Univerzita Karlova v Praze.

Planty-Tabacci et al. 1996. Invasibility of Species-Rich Communities in Riparian Zones. Conservation Biology. 10: 598–607.

Prach K. 2001. In: Pyšek P., Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. 1.vyd. Brno: Rezekvítek. s. 29–30

Prach K. et al. 2003. Ekologická funkce a hospodaření v říčních nivách. Třeboň: Botanický ústav AVČR. 122 s.

Procházka F. 1966. Ein Beitrag zur Flora Nordostböhmens I. Acta Mus. Reginaehrad. S. A. 7: 43–66.

Pyšek P. 2003. Rostlinné invaze - materiály k přednášce. Praha: Přírodovědecká fakulta UK. 126 s.

Pyšek P., Mandák B. 2001. In: Pyšek P., Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. 1.vyd. Brno: Rezekvítek. s 23–25.

Pyšek P., Prach K. 1993. Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. Journal of Biogeography. 20: 413–420.

Pyšek P., Prach K. 1994. How important are rivers for supporting plant invasions? In: De Waal L.C., Child E.L., Wade P. M. & Brock J. H. Ecology and management of invasive riverside plants. 19–26 pp.

Pyšek P., Prach K. 1995. Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* - a century of spreading reconstructed. Biological Conservation. 74: 41–48.

Pyšek P., Prach K. 1997. Invazibilita společenstev a ekosystémů. Zprávy Čes. Bot. Spol. 32: 1–6.

Pyšek P., Pyšek A. 1994. Současný výskyt druhu *Heracleum mantegazzianum* v České republice a přehled jeho lokalit. Zpr. Čs. Bot. Spol. 27: 17–30.

Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. Preslia. 74: 97–186.

Pyšek et al. 2003. Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (*Polygonaceae*) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. American Journal of Botany. 90: 1487–1495.

Pyšek P., Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. 1.vyd. Brno: Rezekvítek. 40 s.

Quitt E. 1975. Klimatické oblasti ČSR. Brno: Geografický ústav ČSAV.

Rejmánek M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. Austral Ecology. 25: 497–506.

Richardson D. et al. 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasion, and restoration prospects. Diversity and Distributions. 13: 126–139.

Řehořek V. 2001. Slunečnice hlíznatá (topinambur). In Pyšek P., Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. 1.vyd. Brno: Rezekvítek. s.33–34.

Sádlo J. 2001. Lupina mnoholistá. In: Pyšek P., Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. 1.vyd. Brno: Rezekvítek. s. 27–28.

Slavík B. 1995. Květena České republiky 4. 1. vyd. Praha: Academia. 529 s.

Slavík B. 1997. Květena České republiky 5. 1. vyd. Praha: Academia. 558 s.

Slavík B., Štěpánková J. 2004. Květena České republiky 7. 1. vyd. Praha: Academia. 767 s.

Slavíková J. 1986. Ekologie rostlin. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova. 247 s.

Smolová J. 2007. Výskyt invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky v povodí Říčky (CHKO Orlické hory) [bakalářská práce]. Olomouc: Univerzita Palackého.

Šafář J. et al. 2003. Chráněná území ČR: svazek VI., Olomoucko. 1. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno. 454 s.

Šilarová V. 2009. Výskyt a stanovištní nároky vybraných druhů invazních rostlin v povodí Kněžné (CHKO Orlické hory). [bakalářská práce]. Olomouc: Univerzita Palackého.

Štefáček S. 2008. Encyklopedie vodních toků Čech, Moravy a Slezska. 1. vyd. Praha: Baset. 743 s.

Švorc L., Švorcová V. 2006. České řeky a říčky. 1. vyd. Příbram: Knihovna Jana Drdy. 265 s.

Tomášek M. 2000. Půdy České republiky. 2. vyd. Praha: Český geologický ústav. 67 s.

Tschledel K. et al. 2008. Abschlussbericht zum Projekt „Verdrängung von invasiven Neophytenvorkommen im Landkreis Löbau-Zittau“. In: Modrý 2008. Likvidace invazních rostlin v teorii a praxi [CD]. Liberec: Liberecký kraj, resort rozvoje venkova, zemědělství, životního prostředí a informatiky.

Višňák R. 1997. Invazní neofyty v severní části České republiky. Zprávy Čes. Bot. Spol. 32: 105–115.

Vlček V. et al. 1984. Zeměpisný lexikon ČSR: vodní toky a nádrže. 1. vyd. Praha: Academia. 316 s.

Internetové zdroje:

AOPK ČR 2012. Mapový server [Internet]. (citováno 10.1.2012). Dostupné z: <http://mapy.nature.cz/>

BOTANY 2012. BOTANY.cz [Internet]. (citováno 26.12.2012). Dostupné z: <http://www.botany.cz/>

CENIA 2012. Národní geoportál INSPIRE [Internet]. (citováno 10.1.2012). Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

ČÚZK 2010. Geoportál ČÚZK: přístup k mapovým produktům a službám resortu [Internet]. (citováno 10.12.2012). Dostupné z: <http://geoportal.cuzk.cz/%28S%28o1lamk55pbxpwquqx0p3mk55%29%29/Default.aspx?head_tab=sekce-01-gp&mode=Mapa&menu=11&news=yes&side=prohlizet#>

ČHMÚ 2012. Český hydrometeorologický ústav [Internet]. (citováno 25.6.2012). Dostupné z: http://www.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P1_0_Home&nc=1&portal_lang=cs#PP_TabbedWeather

JMP 2012. JMP - Statistical Discovery.™ From SAS [Internet]. (citováno 20.12.2012). Dostupné z: <http://www.jmp.com/landing/jmp_trial.shtml?ref=nav>

Natura 2006. Natura 2000: soustava chráněných území evropského významu [Internet]. (citováno 25.6.2012). Dostupné z: <http://www.nature.cz/natura2000-design3/web_lokality.php?cast=1805&akce=eznam&quickfilter=3&show_all=0>

VÚV 2011. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka [Internet]. (citováno 10.1.2012). Dostupné z: <http://heis.vuv.cz/default.asp?typ=00>

WorldClim 2009. WorldClim - Global Climate Data: Free climate data for ecological modeling and GIS [Internet]. (citováno 20.12.2012) Dostupné z: <http://www.worldclim.org/download>

PŘÍLOHY

Příloha 1. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Labe.

Příloha 2. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Tiché Orlice.

Příloha 3. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Moravy.

Příloha 4. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Bystřice.

Příloha 5. Rozšíření vybraných 11 invazních druhů v břehové vegetaci mapovaných úseků Labe, Tiché Orlice, Moravy a Bystřice v letech 2010–2012.

Příloha 1. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Labe.

Příloha 2. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Tiché Orlice.

Příloha 3. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Moravy.

Příloha 4. Orientační zobrazení mapovaného úseku řeky Bystřice.

Příloha 5. Mapy výskytu invazních druhů rostlin na vybraných úsecích vodních toků 2010–2012.