

UNIVERZITA KARLOVA
Přírodovědecká fakulta
Katedra fyzické geografie a geoekologie

Studijní program: Geografie
Studijní obor: Geografie a kartografie



Miroslav Tomeš

ROZŠÍŘENÍ INVAZNÍCH NEOFYTŮ V BŘEHOVÉ VEGETACI ÚPY

THE SPREAD OF INVASIVE NEOPHYTES IN THE
RIPARIAN VEGETATION OF THE ÚPA RIVER

Bakalářská práce

Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Matějček, Ph.D.

Praha 2020

Zadání práce

Název práce

Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Úpy

The spread of invasive neophytes in the riparian vegetation of the Úpa River

Cíle práce

provést mapování břehové vegetace Úpy se zaměřením na výskyt invazních neofytů a srovnat výsledky s obdobně zaměřenými pracemi

Použité metody

rešerše odborné literatury, terénní mapování vegetace, prezentace výsledků v grafické podobě

Zájmové území

řeka Úpa

Datum zadání

28. 11. 2019

Vedoucí práce

RNDr. Tomáš Matějček, Ph.D.

podpis vedoucího práce:

Student

Miroslav Tomeš

podpis studenta:

Abstrakt

Předkládaná bakalářská práce pojednává o rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci východočeské řeky Úpy a porovnává dosažená zjištění s dalšími toky. V praktické části je během léta roku 2020 sledován výskyt a početnost 17 vybraných taxonů invazních neofytů v segmentech o délce 500 m, pro statistické vyhodnocení sloučených do úseků 2–3,5 km dlouhých. V téměř 60 km vegetace (v součtu obou břehů) se nachází 7 taxonů invazních neofytů o různé míře zastoupení. Naprosto dominantním je z hlediska absolutního počtu i podílu obsazených segmentů taxon *Impatiens parviflora* vyskytující se v téměř celém mapovaném území. Jako o početných taxonech lze hovořit i o *Reynoutria sp.*, *I. glandulifera* a *Solidago sp.* koncentrujících se do určitých lokalit. Všechny segmenty jsou invadovány. Významnější invazní proces probíhá na pravém břehu řeky. V českém kontextu patří Úpa k těm invazně zatíženějším tokům.

Klíčová slova: invazní neofyt, břehová vegetace, řeka Úpa, vodní tok, mapování vegetace

Abstract

The presented bachelor thesis deals with the distribution of invasive neophytes in the riparian vegetation of the East Bohemian river Úpa and compares the findings with other streams. In the practical part, in the summer of 2020, the occurrence and abundance of 17 selected taxa of invasive neophytes in segments with a length of 500 m are monitored, for statistical evaluation merged into sections 2–3.5 km long. In almost 60 km of vegetation (in the sum of both banks) there are 7 taxa of invasive neophytes with different degrees of representation. Unequivocally dominant is in terms of the absolute number and share of occupied segments the taxon *Impatiens parviflora* occurring in almost the entire mapped area. *Reynoutria sp.*, *I. glandulifera* and *Solidago sp.*, which are concentrated in certain localities, can also be mentioned as numerous taxa. All segments are invaded. A more significant invasion process is taking place on the right bank of the river. In the Czech context, Úpa is one of the more invasively loaded streams.

Keywords: invasive neophyte, riparian vegetation, the Úpa River, stream, monitoring of vegetation

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

Miroslav Tomeš

Praha 14. 8. 2020

.....

Poděkování

Na tomto místě chci poděkovat vedoucímu své bakalářské práce RNDr. Tomáši Matějčkovi, Ph.D., za poskytnuté rady, připomínky a doporučení. Jeho skutečně vřelý přístup mi byl velkou oporou. Poděkování patří i RNDr. Miroslavu Šobrovi, Ph.D., za zapůjčení rybářských kalhot, s nimiž byla práce v terénu o mnoho snazší. A samozřejmě děkuji svým rodičům za logistickou pomoc při mapování.

OBSAH

SEZNAM OBRÁZKŮ	10
SEZNAM TABULEK	11
SEZNAM PŘÍLOH	12
Grafy	12
Mapy	12
Tabulky	13
Fotografie.....	13
SEZNAM ZKRATEK	14
1 ÚVOD	15
2 ROSTLINNÉ INVAZE	16
2.1 Dopady invazních rostlin.....	17
2.2 Rozšíření invazních rostlin	19
2.3 Vliv klimatické změny a globalizace.....	21
2.4 Management invazních rostlin.....	22
3 PROSTŘEDÍ ÚDOLNÍCH NIV	24
3.1 Šíření (invazních) rostlin do břehových vegetací	26
3.2 Vliv klimatické změny na břehové zóny	29
4 FYZICKO-GEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA POVODÍ ÚPY	30
4.1 Povodí Úpy.....	30
4.2 Úpa	35
5 METODIKA	37
5.1 Sledované úseky a jejich mapování.....	39
5.2 Zpracování dat.....	40
6 VÝSLEDKY	43
7 DISKUZE	49
7.1 Diskuze metodiky.....	49
7.2 Srovnání s dalšími toky	49
7.3 Diskuze výsledků.....	52
8 ZÁVĚR	55
ZDROJE	56
Literární zdroje.....	56
Datové zdroje	67
PŘÍLOHY	

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 – Zatížení invazními rostlinami v Evropě	19
Obrázek 2 – Zatížení invazními rostlinami v Česku.....	20
Obrázek 3 – Povodí Úpy.....	30
Obrázek 4 – Biogeografické členění povodí Úpy.....	33
Obrázek 5 – Podélný profil Úpy	36
Obrázek 6 – Podíl segmentů obsazených taxony zastoupenými v mapovaných levobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020	47
Obrázek 7 – Podíl segmentů obsazených taxony zastoupenými v mapovaných pravobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020	47
Obrázek 8 – Zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci Úpy v roce 2020 vyhodnocené pomocí komplexních ukazatelů za jednotlivé mapované úseky.....	48
Obrázek 9 – Podíl obsazených segmentů jednotlivými taxony invazních neofytů v břehových vegetacích řek Úpy (2020), Berounky (2018), Lužnice (2019) a vybraných vodních toků ČR (2006–2008)	51
Obrázek 10 – Počet jedinců v obsazeném segmentu (PJ/osg) jednotlivých taxonů invazních neofytů v břehových vegetacích řek Úpy (2020), Berounky (2018), Lužnice (2019) a vybraných vodních toků ČR (2006–2008).....	52

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 – Očekávaný dopad vybraných environmentálních tlaků na ekosystémové služby údolních niv	25
Tabulka 2 – Interakce mezi vodním stavem, geomorfologickou diverzitou a fenologií semen, a jejich hydrochorním šířením a ukládáním	27
Tabulka 3 – Geomorfologické členění studovaných úseků Úpy	31
Tabulka 4 – Biogeografické členění povodí Úpy	33
Tabulka 5 – Seznam mapovaných taxonů a jejich stručná charakteristika.....	38
Tabulka 6 – Logaritmická stupnice odhadovaného počtu jedinců taxonu v segmentu ..	40
Tabulka 7 – Koeficienty pro výpočet váženého indexu zatížení invazními neofyty	41
Tabulka 8 – Souhrnné statistiky výskytu invazních neofytů za úseky, břehy a celé studované území v břehové vegetaci Úpy v roce 2020	43
Tabulka 9 – Vybrané charakteristiky taxonů invazních neofytů vyskytujících se v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020	46
Tabulka 10 – Srovnání souhrnných ukazatelů výskytu invazních neofytů v břehových vegetacích řek Úpy (2020), Berounky (2018), Lužnice (2019) a vybraných vodních toků ČR (2006–2008)	50

SEZNAM PŘÍLOH

Grafy

Příloha G 1 – Intenzita výskytu jednotlivých taxonů invazních neofytů v mapovaných levobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

Příloha G 2 – Intenzita výskytu jednotlivých taxonů invazních neofytů v mapovaných pravobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

Příloha G 3 – Podíl segmentů obsazených jednotlivými taxony v mapovaných levobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

Příloha G 4 – Podíl segmentů obsazených jednotlivými taxony v mapovaných pravobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

Mapy

Příloha M 1 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Bohuslavice–Suchovršice)

Příloha M 2 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Úpice–Havlovice)

Příloha M 3 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Náchodec–Slatinský most)

Příloha M 4 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Slatinský most–Ratibořice)

Příloha M 5 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Ratibořice–Česká Skalice)

Příloha M 6 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Říkov–Zvole)

Příloha M 7 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Zvole–Jaroměř)

Příloha M 8 – Průměrný prostý index I_p v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Bohuslavice–Havlovice)

Příloha M 9 – Průměrný prostý index I_p v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Náchodec–Česká Skalice)

Příloha M 10 – Průměrný prostý index I_p v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Říkov–Jaroměř)

Příloha M 11 – Průměrný vážený index I_v v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Bohuslavice–Havlovice)

Příloha M 12 – Průměrný vážený index I_v v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Náchodec–Česká Skalice)

Příloha M 13 – Průměrný vážený index I_v v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Říkov–Jaroměř)

Tabulky

Příloha T 1 – Koeficienty vyjadřující početnost taxonů invazních neofytů vyskytujících se v mapovaných levobřežních segmentech břehové vegetace Úpy v roce 2020

Příloha T 2 – Koeficienty vyjadřující početnost taxonů invazních neofytů vyskytujících se v mapovaných pravobřežních segmentech břehové vegetace Úpy v roce 2020

Fotografie

Příloha F 1 – Porost *Reynoutria sp.* při konci areálu podniku KARA v Bohuslavicích (segment PB 1.1.)

Příloha F 2 – Porost *Reynoutria sp.* při areálu podniku JUTA v Úpici (segment LB 2.1.)

Příloha F 3 – Porost *Impatiens glandulifera* u Boušínské lávky (segment LB 4.1.)

Příloha F 4 – Porost *Impatiens parviflora* u Červeného mostu (segment LB 6.3.)

Příloha F 5 – Charakter břehové vegetace blízko meandru pod Rýzmburkem (segment LB 6.4.)

Příloha F 6 – Porosty *Impatiens parviflora* u Říkova (segmenty LB 10.3. a PB 11.3. (blíže))

Příloha F 7 – Porost *Solidago sp.* u Zvole (segment PB 12.3.)

Příloha F 8 – Porost *Impatiens glandulifera* při soutoku Labe (vlevo) a Úpy (vpravo) (segment LB 12.6.)

SEZNAM ZKRATEK

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
EEA	Evropská agentura pro životní prostředí
EU	Evropská unie
CHKO	chráněná krajinná oblast
KRNAP	Krkonošský národní park
LB	levý břeh
MZCHÚ	maloplošné zvláště chráněné území
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NPP	národní přírodní památka
PB	pravý břeh
VÚV T. G. M.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka

1 ÚVOD

Břehové zóny jsou kvůli značnému přísunu diaspor, množství dostupných živin a rozrušování vegetace vlivem dynamicky proudící vody významným hotspotem invazních rostlin. Taková část vegetace pro dané území nepůvodní může negativně působit na zástupce přirozeně se vyskytující. Pro vyhodnocení míry rizik a stanovení případných opatření je tak znalost rozšíření invazních druhů zcela klíčová.

Tato práce si vytyčuje dva cíle: 1) provést terénní mapování rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci řeky Úpy,

2) srovnat získané výsledky s podobně zaměřenými pracemi.

V této práci je využito metodiky, kterou navrhl MATĚJČEK (2009). Tato metodika pro mapování a vyhodnocování rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci již byla v minulosti aplikována na řadu dalších českých toků. Předložená práce dále rozšiřuje už tak rozsáhlý datový soubor a přispívá k lepšímu poznání situace na takto dosud nesledovaném území.

Práce obsahuje teoretickou a praktickou část. Teoretická část začíná druhou kapitolou věnovanou problematice rostlinných invazí, pokračuje třetí kapitolou zaměřenou na prostředí údolních niv ve vztahu k rostlinným invazím a končí kapitolou čtvrtou podávající fyzicko-geografickou charakteristiku zájmového území. Praktická část sestává z páté kapitoly o využití metodice, šesté kapitoly o získaných výsledcích, jež jsou diskutovány v kapitole sedmé, po níž následuje kapitola osmá se shrnujícím závěrem.

2 ROSTLINNÉ INVAZE

Invazní rostliny představují jedno z největších ohrožení biodiverzity a přirozeného fungování ekosystémů (PERRINGS a kol. 2010). Činitelé jako celosvětová doprava, obchod, turismus (VITOUSEK a kol. 1996), globální změna klimatu (SEEBENS a kol. 2015), degradace krajiny nebo intenzivní zemědělství (FOLEY a kol. 2005) problematiku biologických invazí stále více zvýrazňují. Proto studium invazí nepůvodních druhů nabývá na větším významu.

Rostlinné druhy lze s ohledem na jejich geografickou původnost v určitém areálu rozdělit na **původní** a **nepůvodní**. Pro druhy nepůvodní platí, že byly na dané místo zavlečeny člověkem (úmyslně i neúmyslně) nebo se do něho rozšířily samy z jiné nepůvodní lokality. V nepůvodních druzích je možné rozlišit podle období introdukce **archeofyty** (od neolitické revoluce do roku 1500) a **neofyty** (od roku 1500) (PYŠEK, SÁDLO, MANDÁK 2002).

Rozhodně není možné tvrdit, že každý nepůvodní druh je současně invazním. Aby se jím skutečně stal, musí zdárně projít invazním procesem spočívajícím v prostorovém šíření svých populací navzdory překážkám. Dnes již tradiční koncept invazního procesu chápaného jako překonávání bariér pro dosažení následujícího stadia adaptace v daném prostředí vypracovali RICHARDSON a kol. (2000). Na počátku procesu je introdukce nepůvodního druhu do nového areálu (překonána bariéra geografická). Jestliže je zavlečený druh pro své přežití odkázán na přísun diaspor člověkem, jedná se o **druh přechodně zavlečený**. Pokud druh dosáhl schopnosti rozmnožování bez lidské intervence, je označován jako **druh naturalizovaný** (překonána bariéra reprodukční). O **invazním druhu** se hovoří teprve tehdy, když naturalizovaný druh tvoří početné, od své mateřské rostliny rychle se šířící populace, jež mají potenciál invadovat další území (překonána bariéra rozšiřovací) (RICHARDSON a kol. 2000). Invazní proces není jednosměrný ani nepřerušitelný – v jakékoli fázi může konkrétní populace i vyhynout (např. kvůli výkyvům klimatu), případně druh invazní stadium opustí a začne přežívat v menších naturalizovaných populacích (tzv. „vzestup a pád“) (BLACKBURN a kol. 2011).

Termín invazibilita označuje náchylnost příjmového společenstva k invazi (HIGGINS, RICHARDSON 2014). Jako zásadní vlastnost daného společenstva snižující invazibilitu bývá zmiňována širší funkční diverzita (MARON, MARLER 2007). Tou je omezováno množství volných dostupných zdrojů (vody, dusíku, světla), které by mohla invazní rostlina využít (FUNK a kol. 2008). Činitelem značně podporujícím invaze jsou disturbance (HOBBS, HUENNEKE 1992). Mezi tato epizodická narušení prostředí náleží sesuvy, požáry, vichřice, laviny (ALLEN, BROWN, STOHLGREN 2009), pastva, sešlapání (STOHLGREN a kol. 2001) a především v břehových ekosystémech povodně (RICHARDSON

a kol. 2007). Dochází k odstranění původní vegetace a narušení půdního krytu, čímž se mohou invazní rostliny jednoduše uchytit (STOHLGREN a kol. 2001). Mírně silné disturbance zvyšují druhovou diverzitu, avšak při změně jejich frekvence, intenzity nebo typu narůstá zastoupení nepůvodních druhů na úkor původních (HOBBS, HUENNEKE 1992). Stanoviště v blízkosti lidského osídlení a průmyslových areálů a jinak antropogenně poznamenaná (zemědělskou činností, dopravou, turismem) jsou invazibilnější z důvodu jejich vystavení výraznému tlaku dodávaných diaspor (JOHNSON a kol. 2006).

Pro schopnost druhu invadovat se užívá pojem invazivnost (HIGGINS, RICHARDSON 2014). Její míra roste se širším spektrem rostlinou tolerovaných environmentálních podmínek (HIGGINS, RICHARDSON 2014). Dalšími rysy invazních rostlin jsou schopnost brzkého klíčení (GIORIA, PYŠEK, OSBORNE 2018), delší doba kvetení (CADOTTE, MURRAY, LOVETT-DOUST 2006), vyšší vzrůst rostliny (GRUNTMAN, SEGEV, TIELBÖRGER 2020) či účinné využívání dodaných živin (LEISHMAN, THOMSON 2005). Jako zcela klíčový se jeví čas strávený nepůvodní rostlinou v daném místě (PYŠEK, JAROŠÍK 2005). Čím je totiž toto trvání delší, tím rostlina vytváří rozsáhlejší půdní semennou banku umožňující vznik nových populací (REJMÁNEK a kol. 2005). CATFORD, JANSSON, NILSSON (2009) zastávají názor, že pro uskutečnění invaze musí mít nepůvodní rostlina vhodné vlastnosti a současně je příjmové společenstvo zranitelným.

Za dobu studia rostlinných invazí vzniklo několik teorií snažících se o vysvětlení úspěchu nepůvodních druhů. Z podrobné rešerše šesti velmi populárních z nich (invazní kolaps, hypotéza nových zbraní, teorie úniku před nepřáteli, hypotéza biotické odolnosti, ostrovní náchylnost, pravidlo desetiny) vyplynulo, že hypotézy beroucí v úvahu interakci nepůvodních druhů s novým prostředím (první tři jmenované) jsou empiricky mnohem lépe podloženy (JESCHKE a kol. 2012). CATFORD, JANSSON, NILSSON (2009) na základě metaanalýzy téměř třiceti nejvýznamnějších hypotéz ustanovili tři podmínky úspěšné invaze – množství dodávaných diaspor musí být natolik velké, aby byly překonány geografické a rozšiřovací překážky; příznivé abiotické podmínky příjmového areálu umožňují přežití a rozmnožení; biotické interakce mezi původními a nepůvodními druhy podporují nebo alespoň nepotlačují invazní proces. Tyto tři podmínky, jež nemají vůči sobě stejnou váhu, jsou podřízeny činnosti člověka.

2.1 Dopady invazních rostlin

Dopady rostlinných invazí jsou stále častějším objektem výzkumu. Následky mohou být environmentálního, ekonomického či zdravotního rázu (BARNEY a kol. 2013). Rozsah těchto následků se odvíjí od charakteru konkrétního invazního druhu a jeho populací, a od charakteru invadovaného společenstva (HEJDA, PYŠEK, JAROŠÍK 2009).

Invazní rostliny prokazatelně snižují rostlinnou druhovou diverzitu a celkové zastoupení původních rostlin. Těž potlačují vzrůst a zdravotní stav původních druhů. Přítomností invazních rostlin naopak dochází ke zvýšení primární produkce, mikrobiální aktivity či obohacení půdy o dusík (VILÀ a kol. 2011). Projevuje se též vliv na zvířata – invazní rostliny celkově snižují jejich početnost, diverzitu, zhoršují zdravotní stav i biotické interakce napříč ekosystémy, živočišnými třídami a trofickými úrovněmi (tzv. „kaskádový efekt“). Za pozitivní účinky pro zvířata lze považovat tvorbu nových útočišť nebo možnost zdroje potravy (SCHIRMEL a kol. 2016). Velmi názorná dvousečnost vlivu invazních rostlin je patrná ze simulovaného výzkumu na příkladu opylovačů. Ti více navštěvovali invazní než původní druhy rostlin, které tak tvořily méně semen. Pokud ale byly původní druhy v blízkosti nepřilíš hustého porostu invazního druhu, z častějších návštěv opylovačů těžily i ony tvorbou většího množství semen (BRUCKMAN, CAMPBELL 2016). Účinky tak nelze zjednodušovat a je vždy nutné zohlednit vztah konkrétního invazního druhu k dotčenému ekosystému a původním druhům (SCHIRMEL a kol. 2016).

Nejdestruktivnější účinek mají rostlinné invaze na břehové ekosystémy. Zde dochází k poklesu početnosti, diverzity a zhoršení zdravotního stavu zvířat (SCHIRMEL a kol. 2016). Podobné dopady jsou pozorovány i ve vztahu k původní vegetaci (GAERTNER a kol. 2014; GERBER a kol. 2008). Značný tlak invazních rostlin je v tomto prostředí způsoben třemi faktory – břehové ekosystémy lze připodobnit k „nádržím“, do kterých jsou stahovány diaspory z vyšších poloh krajiny; dochází zde k častým disturbancím; fungují jako koridory pro šíření diaspor (SCHIRMEL a kol. 2016).

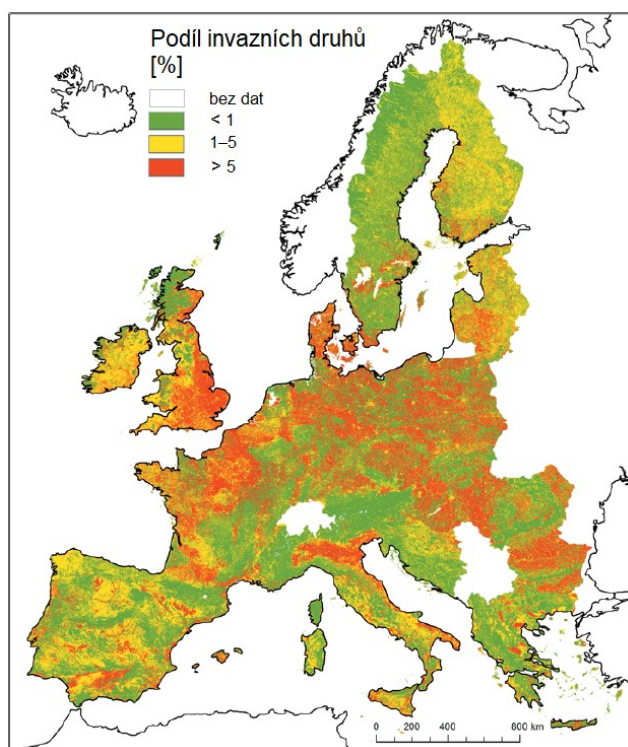
Bolševník velkolepý vytlačuje méně odolné druhy (HEJDA, PYŠEK, JAROŠÍK 2009). Křídlatky jsou spojovány s nižší rostlinnou druhovou diverzitou a sníženou početností živočichů (GERBER a kol. 2008). V případě obratlovců, jmenovitě ptáků, byl zaznamenán pokles jejich stavů a diverzity v břehových vegetacích se zastoupením křídlatek (HAJZLEROVÁ, REIF 2014). Jako konkrétní příklad ze skupiny bezobratlých živočichů je možné uvést potlačení výskytu malých hlemýžďů v břehových porostech zatížených křídlatkami a netýkavkou žláznatou (HORÁČKOVÁ a kol. 2014). V případě druhého zmíněného druhu je to vcelku překvapující, poněvadž netýkavka žláznatá bývá považována za určitou výjimku mezi invazními rostlinami v českém prostředí. I přes svou výšku netvoří homogenní plochy, a tak v jejím podrostu je prostor a dostupnost zdrojů i pro ostatní druhy (HEJDA, PYŠEK 2006). Malý dopad na diverzitu navzdory vzrůstu, pokryvnosti a hustému systému oddenků má slunečnice topinambur (HEJDA, PYŠEK, JAROŠÍK 2009). Pro trnovník akát byl pozorován snížený výskyt nočních motýlů zapříčiněný látkami vylučovanými akátem a v jeho vlhkém podrostu snížená diverzita rostlin (HEJDA a kol. 2017). K poklesu rostlinné rozmanitosti dochází též ve společenstvech s turankou kanadskou (SHAH a kol. 2014). Zlatobýl obrovský a třapatka dřipatá mohou potlačit výskyt půdních mykorhizních hub (ZUBEK a kol. 2016). HEJDA,

PYŠEK, JAROŠÍK (2009) stanovili pro několik invazních rostlin přibližné hodnoty udávající procenta redukovaných původních rostlinných druhů v břehových vegetacích – křídlatka sachalinská o 86 %, křídlatka japonská o 73 %, křídlatka česká o 66 %, bolševník velkolepý o 53 %, slunečnice topinambur o 34 %, třapatka dřípátá o 30 %, zlatobýl obrovský o 26 %, lupina mnoholistá o 21 %, netýkavka žláznatá o 12 %.

2.2 Rozšíření invazních rostlin

V Evropě je rozšíření invazních rostlin výrazně diferencované (obrázek 1). Nejnižší stupeň zatížení připadá na regiony s vlhkým podnebím a poměrně studenými léty (severozápadní Británie, Skandinávský poloostrov, horské oblasti napříč kontinentem). Vliv zde ale též sehrává řídké osídlení snižující pravděpodobnost zavlečení nových druhů. Naopak nejvyšší míra výskytu invazních rostlin je v mírně teplých, nížinných regionech (jihovýchodní Anglie, severní Francie, státy Beneluxu, státy střední Evropy včetně Česka či nížiny podél velkých toků jako je Dunaj nebo Pád). Svůj podíl má též vysoká hustota zalidnění a intenzivní zemědělství. Středomoří s výjimkou pobřeží není invazními rostlinami tolik zatíženo, poněvadž jsou zdejší ekosystémy vystaveny tlaku člověka již po dobu několika tisíciletí, čímž se staly resistantnějšími (CHYTRÝ a kol. 2009).

Obrázek 1 – Zatížení invazními rostlinami v Evropě



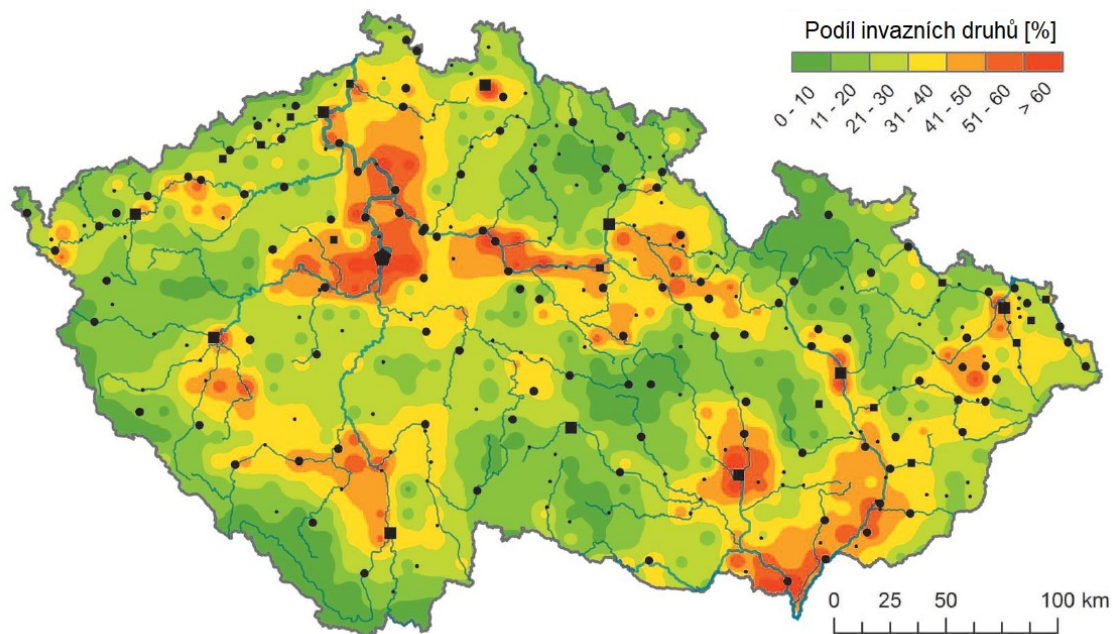
Zdroj: upraveno z CHYTRÝ a kol. (2009)

V současnosti se na území Česka vyskytuje 1 454 nepůvodních druhů cévnatých rostlin (350 archeofytů, 1 104 neofytů), což představuje třetinu všech českých druhů. Invazní druhy čítají 62 zástupců (4,2 % nepůvodních druhů) – 11 archeofytů a 51 neofytů

(3,5 % nepůvodních druhů). U archeofytů i neofytů převládají druhy pocházející ze Středomoří (PYŠEK a kol. 2012). Oproti Slovensku je to z hlediska podílu invazních neofytů o něco více, tam tato podskupina tvoří 2,8 % nepůvodní druhů (MEDVECKÁ a kol. 2012).

Během posledních dvou staletí se zvyšuje počet do Česka zavlečených druhů víceméně podobným tempem, které nejeví známky možného zpomalení (PYŠEK a kol. 2012). Ve druhé polovině 20. století však nárůst počtu nepůvodních druhů zesílil uplatněním zásahů, kterými se krajina stala vůči invazím náchylnější (WILLIAMSON a kol. 2005). Právě od způsobů obhospodařování krajiny se bude odvíjet další vývoj šíření nepůvodních druhů (PYŠEK a kol. 2012).

Obrázek 2 – Zatížení invazními rostlinami v Česku



Zdroj: upraveno z PYŠEK a kol. (2012)

Nejvýraznější výskyt invazních rostlin v rámci Česka připadá na velká města (Praha, Brno); údolní nivy velkých řek (Labe, Vltava, Morava, Bečva, Dyje); teplé, nížinaté, zemědělsky intenzivně využívané oblasti ve středních Čechách a na jižní Moravě; post-těžební lokality v severních Čechách (obrázek 2). Pro tyto oblasti jsou typické časté disturbance a kolísání množství dostupných zdrojů (živin, vody, světla) (PYŠEK a kol. 2012). Ačkoli rozdíl nejvyšší a nejnižší nadmořské výšky v Česku činí necelých 1 500 m, lze na rozšíření invazních rostlin pozorovat pokles jejich početnosti s rostoucí nadmořskou výškou (PYŠEK a kol. 2011). V případě měst a jejich okolí se zastoupení invazních rostlin snižuje jak s rostoucím podílem městské zeleně, tak s rostoucí vzdáleností od centra města (ŠTAJEROVÁ a kol. 2017). PETŘÍK a kol. (2019) rozlišili česká

sídla dle přírodních podmínek a místních zvyklostí hospodaření pro určení míry rizika šíření okrasných rostlin. Největší invazní potenciál připadá na tzv. „nová sousedství“ – nové rodinné domy s druhově bohatými zahradami (obzvláště dřevin). Poněvadž výstavba těchto sídel směřuje do volné krajiny, disturbované plochy vytváří vhodné lokality pro uchycení pěstovaných rostlin.

2.3 Vliv klimatické změny a globalizace

Probíhající klimatická změna hraje v invazích stále významnější roli (KLEINBAUER a kol. 2010). Obzvláště nárůst teploty vstupuje do všech fází invazního procesu a napomáhá danému nepůvodnímu druhu jím zdárně projít. Působením změny klimatu dochází k zavlékání druhu ve větší intenzitě a frekvenci, během kolonizace druh dosahuje větší šance na přežití, v průběhu naturalizace se druh rozmnožuje ve větší míře a ve fázi samotné invaze je schopen obsazení rozsáhlejších území (WALTHER a kol. 2009). Mezi rysy invazních rostlin „posílených“ klimatickou změnou jsou např. rychlejší tempo růstu, rychlejší zrání, vysoká úroveň reprodukce umožňující rychlejší přizpůsobení měnícím se podmínkám, adaptace disperzních mechanismů daným klimatickým podmínkám nebo schopnost úniku přirozeným nepřátelům (WHITNEY, GABLER 2008). Rychlejší vyklíčení a růst semenáčů za vyšších teplot potvrzuje studie HOU a kol. (2014). Tím může dojít k ohrožení opylování původních druhů, poněvadž jsou opylovači odlákáváni ke dřívě kvetoucím invazním rostlinám (GIEJSZTOWT, CLASSEN, DESLIPPE 2020).

Jako invazní rostlinu, u níž se v českém prostředí předpokládá další šíření podpořené nárůstem teploty, lze uvést ambrosii peřenolistou (SKÁLOVÁ a kol. 2015). Vyšší teploty budou vyhovovat i okrasným rostlinám, ke kterým se tak musí přistupovat s obezřetností, protože hrozí jejich únik ze zahrad do přírody (DULLINGER a kol. 2017). Šíření invazních rostlin se předpokládá i směrem do horských oblastí, ale s rozdílným vývojem v jednotlivých regionech v závislosti na požadavcích na teplotu či srážky konkrétních rostlin (PETITPIERRE a kol. 2016). Dle jednoho ze scénářů rozšíření invazních druhů budou kolem roku 2100 mezi nejzasaženějšími evropskými regiony celá střední Evropa, země Beneluxu, východní Francie či Britské ostrovy (BELLARD a kol. 2013). Určitá refugia původních druhů budou představovat chráněná území (GALLARDO a kol. 2017), ale ani ona samotná se nevyhnou tlaku invazních rostlin, zvláště jejich části s nejnižším stupněm ochrany (VICENTE a kol. 2013).

Nelze opomenout ani sílicí vliv globalizovaného obchodu a přepravy (MEYERSON, MOONEY 2007). Právě mezinárodní obchod je primárním zdrojem invazních druhů, poněvadž je jimi kontaminováno balení a samotné zboží (HULME 2009). EARLY a kol. (2016) upozorňují na nárůst ohrožení států s nízkým indexem lidského rozvoje, jejichž zemědělské sektory mohou být invazemi snadno narušeny. SEEBENS a kol. (2015) se domnívají, že nejlepším vodítkem ke zjištění současného rozšíření naturalizovaných

druhů, je analýza socioekonomického vývoje za posledních 20 let (doba mezi zavlečením a naturalizací druhů). Tím odmítají vžitě „imperialistické dogma“, tedy že Evropa je exportérem nepůvodních druhů. Tato skutečnost platila v období kolonialismu. Během posledních 65 let ale bylo do Evropy více druhů dovezeno, než vyvezeno. Zmínění autoři též upozorňují na zranitelnost rozvojových zemí, které budou stále více vystaveny tlaku invazních druhů zavlečených mezinárodním obchodem. Pokud se tedy naplní predikované vývoje klimatu a obchodu, dojde k největšímu zasažení států nacházejících se v oblasti mírného pásu severní polokoule (SEEBENS a kol. 2015). Proto by bylo vhodné do těchto regionů směřovat opatření v mezinárodním měřítku.

2.4 Management invazních rostlin

Opatření managementu vůči nepůvodním druhům mohou být dosti účinná a nepříliš finančně nákladná, pokud se zohlednění charakter konkrétního případu (EWEL, PUTZ 2004). Do problematiky nepůvodních druhů však vstupují různí aktéři zastávající vlastní, často odlišné mínění, a tak situace není vůbec jednoznačná (TOUZA a kol. 2014). Názorným příkladem z českého prostředí je trnovník akát. Ten je z pohledu ochrany přírody velmi nepříjemným, protože snižuje diverzitu vegetace a omezuje některé ekosystémové funkce lesa, z hlediska zemědělství jde ale o oblíbenou medonosnou dřevinu a ve dřevozpracujícím průmyslu je jeho dřevo ceněno pro svou odolnost vůči hnilobě (PERGL a kol. 2018). Proti nepůvodním druhům není však vždy nezbytné postupovat nejtvrdějším způsobem. Ve vhodných případech a po zvážení negativ totiž lze tyto rostliny strpět, protože mohou mít na dané stanoviště pozitivní dopad (absorpce škodlivých látek z vody a půdy, lokální obohacení živinami, chránění původních druhů před nepříznivými podmínkami, potlačení jiného nepůvodního druhu) (EWEL, PUTZ 2004). Ačkoli se různé zájmové skupiny (vědecká sféra, politická reprezentace, občanská sdružení, podnikatelé) mnohdy ve svých názorech neztotožňují, shodují se na nezbytnosti osvěty veřejnosti o rizicích nepůvodních rostlin (TOUZA a kol. 2014). S tím spojená prevence založená na potlačování introdukce nepůvodních druhů stále představuje ty nejdůležitější (SIMBERLOFF a kol. 2013) a nejhospodárnější (GENOVESI 2005) přístupy managementu. Zvláště pokud dojde ke vhodnému zapojení veřejnosti do výzkumu invazí, může vzrůst povědomí občanů o důležitosti této problematiky (HAWTHORNE a kol. 2015).

Milníkem v evropském pojetí ochrany přírody v oblasti biologických invazí se stalo Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014. To obsahuje výčet druhů rostlin a živočichů, které jsou ve všech státech EU nepůvodní a platí pro ně zákaz dovozu a převozu v rámci EU, uvádění na trh, zákaz držení, chovu, rozmnožování a vypouštění do volné přírody. Nařízení též státům ukládá výkon činností jako vyhodnocování rozšíření jednotlivých druhů, přípravu a plánování managementových opatření či zavádění systému včasného varování. V nařízení jsou uvedeny čtyři invazní nepůvodní

druhy suchozemských rostlin vyskytujících se v Česku – jde o bolševník velkolepý, klejichu hedvábnou, netýkavku žláznatou a pajasan žláznatý (EU 2014).

Určitou českou obdobou zmíněného nařízení, ačkoli se nejedná o právní normu, jsou černý, šedý a varovný seznam nepůvodních rostlinných a živočišných druhů vytvořené PERGLEM a kol. (2016b). Introdukované druhy jsou zde kategorizovány dle míry schopnosti šíření, stupně rozšíření, dopadu na životní prostředí a managementových možností likvidace. Na černém seznamu (rozděleného na podskupiny BL1, BL2, BL3 dle míry závažnosti od největší po nejmenší) jsou zapsány druhy s prioritním managementem a likvidací. Druhy uvedené na seznamu šedém (GL) lze v krajině tolerovat a zasahovat proti nim se doporučuje především v ochranářsky cenných lokalitách, protože jejich vliv není zanedbatelný. Specifickou kategorií je varovný seznam (WL) obsahující nepůvodní druhy dosud v daném regionu nepřítomné či kulturně využívané a s očekávaným velkým dopadem.

Pokud se jednou invazní druh rozšíří, jeho likvidace je nákladná a zdlouhavá (GENOVESI 2005). PERGL a kol. (2016a) vytvořili určitý „manuál“ pro likvidace invazních rostlin v českém prostředí. K eradikaci lze zvolit mechanickou (pastvu, sečení, vytrhávání (netýkavka žláznatá), kroužkování, kácení) nebo chemickou metodu (bolševník velkolepý, křídlatky) či kombinaci obojího. Mechanické metody se využívají při vysoké finanční nákladnosti aplikace herbicidu nebo v lokalitách s omezeným používáním chemických látek. Manipulace s odstraněnou biomasou vyžaduje značnou obezřetnost, aby nedošlo k šíření semen, oddenků či lodyh. Chemické metody jsou účinné, ale je nutné zvážit jejich dopad na okolní prostředí.

3 PROSTŘEDÍ ÚDOLNÍCH NIV

Údolní niva představuje významný přírodovědný fenomén. Vymezení prostoru údolní nivy se liší dle oborů studujících tuto část krajiny. V geomorfologickém pojetí údolní nivy DEMEK (1988, s. 243) zdůrazňuje její genezi a reliéf: „*Údolní niva je akumulární rovina podél vodního toku, je tvořena nekonsolidovanými sedimenty transportovanými a usazenými tímto vodním tokem. Při povodních bývá zpravidla zaplavována.*“ Sdělení MŽP (2007, s. 1) ji z geologického hlediska definuje přesně jako: „*Rovinné údolní dno aktivované při povodňovém stavu vodního toku; tvoří ji štěrkovité, písčité, hlinité nebo jílovité naplaveniny, jejichž úložné poměry často vykazují nepravidelnosti způsobené větvením toku, vznikem ostrovů, meandrů, náplavových kuželů a delt, sutí, svahových sesuvů apod.*“ K onomu aktivování, tedy zaplavení údolní nivy, dochází v průměru jednou za jeden až tři roky (HUPP, OSTERKAMP 1996). Pedogeografický přístup klade údolní nivu především do vazby na rozšíření fluvizemí, jejichž půdotvorný proces bývá přerušován akumulací činností vodního toku, při které se na tvořící se půdu ukládá nový, značně prohumózněný materiál (ŠEFRNA 2007; TOMÁŠEK 2007). Nejkomplexnější pojetí je však to ekosystémové, poněvadž zohledňuje i živou složku nivy, což stručně a výstižně shrnuje LOŽEK (2003a, s. 101): „*Niva je ploché dno údolí, jehož stavbu, vegetaci i faunu utváří a ovlivňuje činnost vodního toku.*“ V návaznosti na zmíněné tvary reliéfu tak vzniká pestrá mozaika stanovišť, kde typy vegetace a zvířeny přechází od společenstev vodních a mokřadních až k měkkým a tvrdým luhům (LOŽEK 2003a).

Na formování údolní nivy se kromě fluviálních procesů ale do značné míry podílí i činnost antropogenní. Do prostoru nivy se totiž soustředilo už první zemědělské osídlení. Nepřímé vlivy člověka započaly v období neolitu, kdy postupné odlesňování stále větších ploch vedlo k narušení povrchu půdy, a to vyústilo v plošnou a stržovou erozi. Do niv se dostávalo stále více splavenin, které se usazovaly v podobě nivních hlín. V dnešní době působí environmentální potíže splachy odpadních látek podněcujících eutrofizaci nebo náplavy odpadů z nepotřebných předmětů. Přímé vlivy spočívají v zásahu do dynamiky či morfologie nivy. V období středověku se začaly stavět vodní mlýny a hamry, kdy se kromě budování náhonů též přemísťovala koryta některých menších vodních toků. Nivy v blízkosti mlýnů byly koseny, přilehlé stráně spásány, čímž docházelo ke splachům do nivy. V tomto případě sice byly některé přírodní prvky potlačovány, jiné však podporovány. Vlhké, mokré louky se totiž staly vhodným stanovištěm mnoha vlhkomilných druhů. Ani výstavba rybníků právě v samotných nivách nepředstavovala závažné narušení přírody. Opakem ale již byly pozdější regulace vodotečí. Zvláště pokud se jednalo o napřimování vodních toků vedoucích k jejich podstatnému zkrácení a zániku meandrování. Pozdější zahlubování a výstavba vyzděných či betonovými tvárnici vyložených koryt vedly k potlačení dynamiky niv. Završením

těchto úprav bylo masové zornění niv ve druhé polovině 20. století. Zcela nejničivější dopady na nivy zapříčiněné antropogenní činností však mělo budování dlouhých, hlubokých soustav vodních nádrží, které též negativně poznamenaly přírodní prvky nalézající se na srázích údolí. Ze zmíněného tedy vyplývá, že údolní nivy se v českém kontextu staly jedněmi z nejdegradovanějších prostředí české přírody (LOŽEK 2003b). To je dosti problematické v souvislosti se skutečností, že údolní nivy poskytují několik významných ekosystémových služeb, které tak jsou vystaveny silnějším environmentálním tlakům (tabulka 1) (GRIZZETTI a kol. 2016).

Tabulka 1 – Očekávaný dopad vybraných environmentálních tlaků na ekosystémové služby údolních niv

ekosystémové služby	environmentální tlaky					
	změny odtoku	bodové a plošné znečištění	zasolení podzemní vody	eroze	hydro-morfologické úpravy	nepůvodní druhy
zásobovací						
pitná voda	●	●	●	●	◐	○
surové (biologické) materiály	◐	●	○	◐	●	●
užitková voda	●	●	●	●	◐	○
surové materiály pro energie	●	●	○	○	●	◐
regulační a podpůrné						
samočistící schopnost vody	●	●	◐	●	●	◐
regulace kvality ovzduší	●	●	○	○	◐	○
prevence eroze	●	○	○	○	●	◐
regulace povodní	●	○	○	○	●	◐
přírozené prostředí volně žijících druhů	●	●	○	◐	●	●
regulace chorob a škůdců	●	●	○	◐	●	●
tvorba půdy	●	◐	○	●	●	○
vázání uhlíku	◐	○	○	◐	●	◐
regulace mikroklimatu	●	○	○	○	●	○
kulturní						

ekosystémové služby	environmentální tlaky					
	změny odtoku	bodové a plošné znečištění	zasolení podzemní vody	eroze	hydro-morfologické úpravy	nepůvodní druhy
rekreace	●	●	○	●	●	◐
intelektuální a estetický smysl	●	●	●	●	●	●
duchovní a symbolický smysl	●	●	●	●	●	●
míra očekávaného dopadu	● – velká		◐ – střední		○ – malá	

Zdroj: GRIZZETTI a kol. (2016)

Jako břehová zóna se označuje část zemského povrchu, která se táhne od vodního toku přes údolní nivu a zahrnuje celé území ovlivňované danou vodotečí (VERRY, DOLLOFF, MANNING 2004). Tento pás je tzv. ekotonem, přechodovým územím, skládajícím se z vodních a pevninských ekosystémů (GARSSEN a kol. 2017). Struktura břehové vegetace závisí na klimatu, hydrologii konkrétního vodního toku, místní geomorfologii a frekvenci disturbancí (NAIMAN, DÉCAMPS 1997). V prostředí střední Evropy se v břehových vegetacích jako původní druhy vyskytují dřeviny společně s vlhkomilnými bylinami (DOUDA a kol. 2016).

Břehové zóny zvyšují regionální biodiverzitu, ne však celkovou hojností, ale samotnou druhovou rozmanitostí (SABO a kol. 2005), což je důsledkem silných environmentálních gradientů (NAIMAN, DÉCAMPS, POLLOCK 1993). Struktura zdejších rostlinných společenstev totiž vychází z rozmanitých hydrologických a půdních podmínek panujících napříč celou zónou (FRAAIJE a kol. 2015a), a z odlišných přísunů diaspor za stoupajících či klesajících vodních stavů (FRAAIJE a kol. 2015b). Vedle biodiverzity nelze ale opomenout ani zajišťované ekosystémové funkce jako čištění vody (VERHOEVEN a kol. 2006), stabilizaci břehů či tvorbu stanovišť a potravy pro zvířata (RICHARDSON a kol. 2007).

3.1 Šíření (invazních) rostlin do břehových vegetací

Vodní toky slouží jako koridory pro šíření rostlin (RICHARDSON a kol. 2007). Takováto disperze rostlinných diaspor (generativních i vegetativních (BOEDELTE a kol. 2004)) vodním prostředím se nazývá hydrochorie (JACQUEMYN a kol. 2010) a v břehových vegetacích jde o významný způsob šíření (JANSSON a kol. 2005). Dokonce se objevil názor, že pro využívání hydrochorie nemusí ani druh nutně být morfologicky adaptován na šíření vodou (JOHANSSON, NILSSON, NILSSON 1996). Disperze vodou se podílí nejen

na transportu a ukládání čerstvě vyprodukovaných semen (TABACCHI a kol. 2005) či remobilizaci těch uložených (GOODSON a kol. 2003), ale též na struktuře břehových vegetací (TABACCHI a kol. 2005) a dosažení vysoké rostlinné diverzity (OSAWA, MITSUHASHI, USHIMARU 2010). MERRIT, WOHL (2002) stanovili tři faktory ovlivňující procesy šíření a ukládání semen – hydrologický režim panující při uvolnění a transportu semen, geomorfologická diverzita, fenologie semen. Nejvhodnější okamžik pro vstup semen do vodního toku je při ústupu povodňové vody, díky níž mohou být unášena na velkou vzdálenost a ukládána na výše položená místa údolní nivy (tabulka 2). Údolní nivy jsou často následkem povodní pokryty vlhkými a úrodnými sedimenty, jež tvoří vhodné podmínky pro klíčení rostlin (HYSLOP, TROWSDALE 2012).

Tabulka 2 – Interakce mezi vodním stavem, geomorfologickou diverzitou a fenologií semen, a jejich hydrochorním šířením a ukládáním

	semena uvolněná do vodního toku							
vodní stav	nízký				plné koryto		vylití koryta	
geomorfologická diverzita	nízká diverzita koryta		vysoká diverzita koryta		typicky nízká diverzita		údolní niva	
fenologie semen	potopení	plování	potopení	plování	potopení	plování	potopení	plování
	potopení většiny semen v místě uvolnění; případná remobilizace za většího průtoku	potenciál semen k šíření na dlouhou vzdálenost po proudu	transport některých semen po proudu; potopení některých semen na dno; zbylá semena uložena na souši s možností klíčení či případného návratu do toku v závislosti na terénu		většina semen transportována po proudu a pryč z říčního prostředí; uložena semena s možností klíčení, remobilizace či návratu do toku v závislosti na terénu		mnoho semen transportováno po proudu s možným uložením na údolní nivě (klíčení v případě příhodných půdních podmínek)	

Zdroj: HYSLOP, TROWSDALE (2012)

Právě funkce vodních toků jako koridorů, pro něž je charakteristický jednosměrný pohyb vody po proudu, přispívá ke kolonizaci břehových vegetací nepůvodními rostlinnými druhy (BOEDELTE a kol. 2004). Jedná se tedy o účinné vektory rostlinných invazí (HORVITZ a kol. 2014). Na náchylnosti břehových zón k uchycení diaspor nepůvodních druhů se dále podílí vysoká dostupnost živin (MASKELL a kol. 2006), disturbance vytvářející volné plochy (BROWN, PEET 2003), stále výraznější degradace způsobená člověkem (RICHARDSON a kol. 2007) a obzvláště hydrologická dynamika, tedy povodně (ČUDA a kol. 2017).

Na výskyt netýkavky žláznaté ovlivněný povodněmi se poděl vybraných úseků Vltavy, Berounky, Svitavy a Jizery zaměřili ČUDA a kol. (2017). Jejich výsledky ukázaly, že plošky, které byly zaplavovány, měly dvakrát více jednotlivců této rostliny než plošky nezaplavované. Zatížení též narůstalo s délkou doby invaze na dané řece. Autoři vysvětlují disperzi netýkavky třemi okolnostmi spjatými s povodněmi – přináší značné množství diaspor, zvyšují dostupnost živin potřebných ke klíčení a rozrušují původní vegetaci. Na druhou stranu je nutno zmínit, že povodně mohou devastovat též invazní rostliny. To se projevilo právě v případě netýkavky žláznaté na Berounce po povodních v roce 2002. Sice téměř všichni jedinci byli tehdy eliminováni, došlo však masivnímu rozšíření diaspor do dalších lokalit. Z původně negativní události tak dokázala netýkavka nakonec těžit (BLAŽKOVÁ 2003).

Provázanost dříve zmíněných činitelů se názorně projevuje, poněvadž nejvyšší míry invadovanosti bývá dosahováno v hustě osídlených a industrializovaných částech povodí velkých řek, kdy lidská činnost podporuje přísun a uchycení diaspor nepůvodních druhů (LIENDO a kol. 2015). Kvůli „únikům“ nepůvodních druhů pěstovaných jako veřejná zeleň dosahují úseky vodních toků v sídlech výrazného zatížení invazními rostlinami (DYDERSKI, GDULA, JAGODZIŃSKI 2015). Splachy vod ze zemědělských ploch zapříčiňují eutrofizaci břehových zón a toto živinové obohacení zvyšuje náchylnost vůči invazi (CELESTI-GRAPOW a kol. 2010). Povodňové disturbance na antropogenně modifikovaných říčních březích vytváří prázdné plošky s dostatkem světla, živin a prostoru, které mohou být následně rychle kolonizovány ruderálními a často nepůvodními druhy (RICHARDSON a kol. 2007). Další disturbance či regulace toků podmíněné lidskou aktivitou mohou vést ke ztrátě prostorové komplexity břehových zón, a ještě výraznější invadovanosti se zásadními dopady na biodiverzitu (TABACCHI, PLANTY-TABACCHI 2005). Jako obrana proti rostlinným invazím do břehových vegetací by měla sloužit již zmíněná prevence – omezení zdrojů nových diaspor, minimalizace morfologických a hydrologických disturbancí, obnovení a udržování lužních lesů (LIENDO a kol. 2015).

ZELNIK, MAVRIČ KLENOVŠEK, GABERŠČIK (2020) ze studia rozšíření invazních rostlin v břehových vegetacích sedmi slovinských řek vyvodili, že zastoupení invazní flóry narůstá se vzdáleností od pramene, rychlostí toku, hloubkou toku, a naopak klesá s nadmořskou výškou, přirozeností využití okolní krajiny, šířkou a úplností břehové zóny, výškou a strukturou její vegetace, stavem řečiště a břehů. V případě invazních druhů turanky kanadské a slunečnice topinambur bylo zaznamenáno šíření diaspor proti proudu toku, pravděpodobně anemochorií. Z toho vyplývá, že hydrochorie nemusí vždy být v břehových vegetacích tím nejdůležitějším způsobem disperze (OSAWA, MITSUHASHI, NIWA 2013).

3.2 Vliv klimatické změny na břehové zóny

Studiu možných reakcí břehových zón na změnu klimatu se dostává stále větší pozornosti. Tyto ekotony totiž fungují jako určitá ohniska biodiverzity a poskytují několik důležitých ekosystémových služeb. Poněvadž břehové zóny tvoří rozhraní mezi vodními a terestrickými ekosystémy, jsou náchylné a citlivé vůči změnám odtokových poměrů způsobeným vývojem klimatu, a zásahům do využití krajiny (HOFFMAN, ROHDE 2011). Proti tomuto tvrzení se ale objevuje i teze, že dlouhodobá expozice a vývoj břehových zón právě za působení různých klimatických a environmentálních podmínek zvyšuje odolnost těchto ekosystémů (SEAVY a kol. 2009).

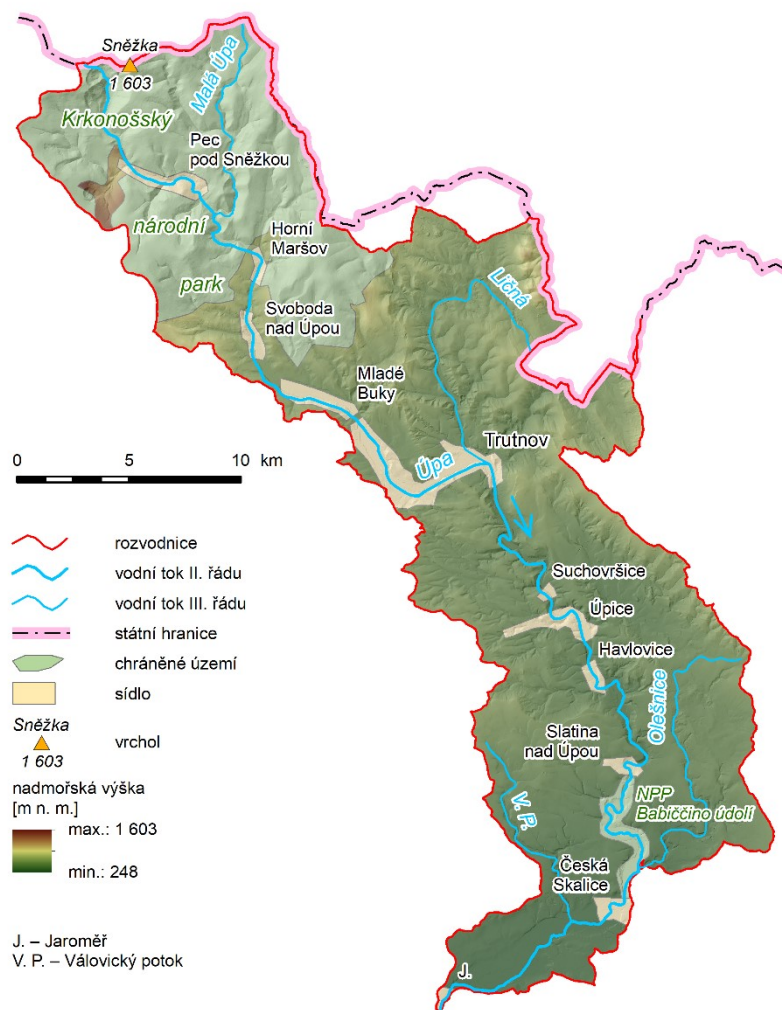
S ohledem na budoucí „soupeření“ původních a invazních druhů v břehových vegetacích se zdá, že vývoj těch původních bude negativně ovlivněn klimatem, zatímco invazní druhy budou spíše těžit ze změn land use a dostupnosti živin (tedy sekundárních „odpovědí“ na změny klimatu). Nebude se však jednat o „přímý souboj“, ale spíše o proces postupného potlačování původních druhů. Za předpokladu většího množství dostupných živin, invazní druhy budou ke klimatické variabilitě mnohem tolerantnější, díky své fenologické plasticitě (WOLKOVICH a kol. 2013), zatímco nárůst teploty a změny v odtokových režimech zapříčiní určitou konkurenční nevýhodu druhů původních. To může vést k nárůstu míry invadovanosti břehových zón (FLANAGAN, RICHARDSON, HO 2015).

4 FYZICKO-GEOGRAFICKÁ CHARAKTERISTIKA POVODÍ ÚPY

4.1 Povodí Úpy

Povodí Úpy se nachází v severovýchodní části Česka při hranicích s Polskem na území okresů Trutnov a Náchod (obrázek 3). Celková plocha povodí činí 509,4 km², z toho zhruba 23,5 km² připadá na polskou část (ČHMÚ 2020a). Nejvyšším bodem povodí je Sněžka (1 603 m n. m.) a nejnižším hladina Úpy při jejím ústí do Labe v Jaroměři (248 m n. m.) (ČÚZK 2017).

Obrázek 3 – Povodí Úpy



Zdroj: vlastní zpracování na základě dat AOPK ČR (2020a); AOPK ČR (2020b); ARCDATA PRAHA (2016); ČÚZK (2017); ČÚZK (2020); VÚV T. G. M. (2006)

Oblast Trutnovska leží v podkrkonošské pánvi vyplněné suchozemskými sedimenty (pískovci, slepenci, prachovci) z období karbonu a permu (FALTYSOVÁ, MACKOVČIN, SEDLÁČEK 2002). Červená barva zdejších usazenin je následkem značně suchého klimatu (CHLUPÁČ a kol. 2002). Část povodí na jih od České Skalice byla zvláště ve svrchní křídě

zasazena mořskou transgesí, jež zde zanechala pískovcové sedimenty (FALTYSOVÁ, MACKOVČIN, SEDLÁČEK 2002). Předchůdkyně Úpy ještě v průběhu miocénu odtékala do zálivu u Lanškrouna. Až pliocenním výzdvihem sudetských pohoří, poklesem Polabí a regresí zmíněného moře se tok stočil na jihozápad k Labi (KUNSKÝ 1968).

Povodí Úpy se rozkládá v severovýchodním prostoru České vysočiny. Severní a střední část spadá do Krkonoško-jesenické subprovincie, oblast jižně od Ratibořic je již řazena do České tabule (DEMEK 1987).

Sledované úseky Úpy se nachází v geomorfologických okrscích Trutnovská pahorkatina, Kocléřovský hřbet, Českoskalická tabule a Královéhradecká kotlina (tabulka 3). Střední tok Úpy prochází především Trutnovskou pahorkatinou. Jedná se o členitou pahorkatinu tvořenou červenými pískovci, jílovci a prachovci z období permu. V jejím reliéfu jsou patrné erozí poznamenané hřbety a středně zahlobená údolí vodních toků. Plochou vrchovinou na pískovcích a slepencích cenomanského stáří je Kocléřovský hřbet, v jehož východní části jsou uloženy sedimenty svrchnomiocenní Úpy indikující neotektonickou aktivitu. Českoskalická tabule je plochá pahorkatina vyznačující se pleistocenními říčními terasami a údolními nivami Úpy a Labe. Svým nejdolejším tokem vstupuje Úpa do erozí založené Královéhradecké kotliny bohaté na pleistocenní říční šterky a písky (DEMEK 1987).

Tabulka 3 – Geomorfologické členění studovaných úseků Úpy

geomorfologická subprovincie	geomorfologická oblast	geomorfologický celek	geomorfologický podcelek	geomorfologický okrsek
Krkonoško-jesenická	Krkonošská	Krkonošské podhůří	Podkrkonošská pahorkatina	Trutnovská pahorkatina
			Zvičinsko-kocléřovský hřbet	Kocléřovský hřbet
Česká tabule	Východočeská tabule	Orlická tabule	Úpsko-metujská tabule	Českoskalická tabule
		Východolabská tabule	Pardubická kotlina	Královéhradecká kotlina

Zdroj: DEMEK (1987)

Vlivem značné vertikální heterogenity i na poměrně malé ploše povodí Úpy nepanují podobné klimatické podmínky. Podle Köppenovy klasifikace klimatu sestavené za období let 1961–2000 téměř celá jižní polovina povodí spadá do klimatického podtypu listnatých lesů mírného pásma (Cfb), v oblasti Trutnovska navazuje podtyp vlhkého kontinentálního podnebí s teplými léty (Dfb), v Krkonoších převládá podnebí subpolární (Dfc) a vůbec v těch nejvyšších partiích Krkonoš (zhruba nad 1 500 m n. m.) již převládá podnebí tundry (ET) (TOLASZ a kol. 2007).

Průměrná roční teplota (za období 1981–2010) v povodí klesá s nadmořskou výškou od cca 8–9 °C (Jaroměř) po 0,2 °C (Sněžka) (ČHMÚ 2019a). Průměrný úhrn srážek (za období 1981–2010) v povodí naopak s nadmořskou výškou roste od 600–700 mm (Jaroměř) až po 1 200–1 400 mm (krkonošské hřebeny) (ČHMÚ 2019b), kdy se na masivu Krkonoš uplatňuje kondenzace par unášených západním prouděním.

Vodní toky povodí Úpy jsou rozmanitého charakteru. Lze tu nalézt jak prudké krkonošské bystřiny a strouhy překonávající značné převýšení vodopády a kaskádami, tak poklidné toky v rovinnatém terénu. Po Úpě dlouhé přibližně 78 km je druhým nejdelším tokem Olešnice s 18,6 km a třetím Ličná s 17,3 km, obě levostranné přítoky (VÚV T. G. M. 2006).

Ze základních hydrografických ukazatelů pro povodí Úpy lze uvést sklon povodí o hodnotě 61,48 ‰ či hustotu říční sítě s hodnotou 1,52 km·km⁻² (tj. velmi vysoká) (HERBER, SUDA 1994; VÚV T. G. M. 2006). Charakter povodí je vějířovitý (0,23) a uspořádání říční sítě listovité (VÚV T. G. M. 2006). Úpa dosahuje největší vodnosti, v závislosti na nadmořské výšce, mezi březnem a květnem díky tajícímu sněhu. Nejnižší průtoky jsou na dolním toku ke konci léta, ve vyšších polohách toku se závěrem zimy (KUNSKÝ 1968). Jedná se o řeku II. řádu.

Půdní složení povodí Úpy je velmi pestré. Díky rozmanitosti půdotvorných činitelů zde dochází k velmi názorné ilustraci obecných zákonitostí rozšíření půd. Zvláště se tu uplatňuje vliv klimatu a matečného substrátu.

Při dolním toku Úpy se z naplavených bezkarbonátových sedimentů a za vysoké půdní vlhkosti vyvinula fluvizem modální. V oblasti dolního toku se taktéž nachází, nyní již bez vlivu povodňové vody, hnědozem modální, která je zemědělsky využívána. Při středním toku (v nadmořských výškách 300–400 m n. m.) vznikla procesem ilimerizace (vyplavováním jílu) na prachovcích luvizem modální. Na ni až k nadmořské výšce 500 m n. m. navazuje kambizem modální na permokarbonských sedimentech (pískovcích, slepencích). Následuje rozsáhlá oblast (až k 1 000 m n. m.) tvořená kambizemí dystrickou. Ta přechází v, z metamorfovaných hornin vyvíjející se, podzol kambický, zasahující až do nejvyšších partií Krkonoš (CENIA 2007). Na náhorních plošinách se působením chladného, vlhkého klimatu a akumulace rašeliníku též vytvořily organozemě, přesněji řečeno rašelinistní půdy vrchovištního typu (TOMÁŠEK 2007).

Z hlediska biogeografického členění (tabulka 4, obrázek 4) náleží povodí Úpy do čtyř bioregionů (CULEK a kol. 2013). Většina studovaných úseků Úpy se nachází v bioregionu Podkrkonošském. Dle fyto geografického členění spadá povodí Úpy do tří fyto geografických obvodů – České oreofytikum (Krkonoše), Českomoravské mezofytikum (Trutnovsko) a České termofytikum (jih povodí). Samotná Úpa protéká ve

sledovaných úsecích fytogeografickými okresy Podkrkonoší a Východní Polabí (SKALICKÝ 1988).

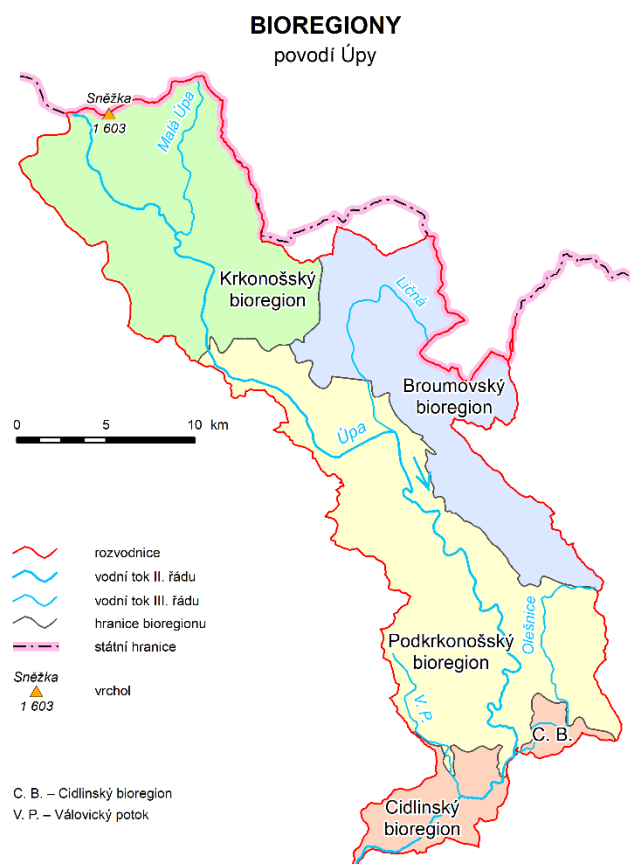
Tabulka 4 – Biogeografické členění povodí Úpy

biogeografická provincie	biogeografická podprovincie	bioregion
středoevropských listnatých lesů	hercynská	Broumovský
		Cidlinský
		Krkonošský
		Podkrkonošský

Zdroj: CULEK a kol. (2013)

Podkrkonošský bioregion je v rámci povodí Úpy přibližně vymezen obcemi Mladé Buky, Trutnov, Červený Kostelec, Česká Skalice s řekou Úpou v jeho ose. Jeho potenciální přirozenou vegetací tvoří převážně bikové bučiny, do nichž v severní části bioregionu vybíhá oblast bučin s kyčelnicí devítelistou. Na jižní část bikových bučin navazuje biková a/nebo jedlová doubrava přecházející do černýšové dubohabřiny, která úzce obklopuje pás střemchové jaseniny s dolním tokem Úpy v jeho středu (CENIA 2014; NEUHÄUSLOVÁ a kol. 1998).

Obrázek 4 – Biogeografické členění povodí Úpy



Zdroj: vlastní zpracování na základě dat CULEK a kol. (2013); ČHMÚ (2020a); VÚV T. G. M. (2006)

Obecnými rysy flóry Podkrkonošského bioregionu jsou její nepřilísná rozmanitost a sestup některých druhů z oblasti Krkonoš – např. zvonek širokolistý či chrpa parukářka. Význačný taxon bioregionu představuje bledule jarní. Z významnějších zástupců fauny bioregionu lze zmínit moudivláčka lužního, mloka skvrnitého, netopýra severního a na čisté vodní toky vázaného raka kamenáče. Podkrkonošský bioregion se oproti tomu Krkonošskému odlišuje chybějící vegetací vyšších vegetačních stupňů (přirozenými smrčínami a vrchovišti). V kontrastu s Cidlinským bioregionem je zde absence výraznějších ploch dubohabřin (CULEK a kol. 2013).

Při odhlédnutí od KRNAP není povodí Úpy nijak zvlášť ochranný významné. Zasahují do něho dvě velkoplošná zvláště chráněná území – východ, jihovýchod KRNAP a nepatrný, západní výběžek CHKO Broumovsko a šest maloplošných zvláště chráněných území. Jediným MZCHÚ, kterým řeka Úpa přímo protéká, je NPP Babiččino údolí (AOPK ČR 2020a; AOPK ČR 2020b).

NPP Babiččino údolí byla vyhlášena v roce 1952 jako devítikilometrový úsek údolí řeky Úpy od Slatiny nad Úpou po Českou Skalici s cílem chránit louky a památkové objekty s krajinnými prvky značně formovanými lidskou činností, jež vyžadují soustavnou péči pro zachování biodiverzity a krajinného rázu. Ze zvláště chráněných druhů rostlin se v nivě a luhu při Úpě vyskytují např. krušík polabský, pérovník pštrosí, měsícnice vytrvalá či lilie zlatohlavá. U zástupců zvláště chráněných druhů živočichů se jedná především o hmyz, jehož larvy jsou vázány na vývoj na vlhkých loukách v okolí Úpy. Lze zmínit modráska bahenního, klínatku rohatou nebo ohniváčka černočárného. I toto chráněné území je zatíženo invazními rostlinami. V břehových porostech a okrajích luk v blízkosti vodních toků se vyskytují křídlatka japonská, netýkavka žláznatá, zlatobýl kanadský či zlatobýl obrovský. Zásahy vůči těmto taxonům směřují na likvidaci jednotlivých ohnisek a k zamezení jejich dalšího šíření. Zejména jde o seč před kvetením, kterou je vhodné na konci léta zopakovat, dle potřeby v kombinaci s aplikací herbicidu (AOPK ČR 2016).

V krajinném pokryvu povodí Úpy se názorně odráží jeho vazba na reliéf a lidskou činnost. Orná půda a louky převládají v nižších polohách na jihu povodí. Na Trutnovsku je poměr lesů (často smrkových monokultur) a zemědělské půdy víceméně vyrovnaný a na sever od Trutnova již převládají lesní společenství, která nad horní hranicí lesa přechází v křovinatou a bylinnou vegetaci. V nejvyšších partiích Krkonoš se objevují holá skaliska. Napříč těmito přírodě blízkými a kulturními společenství se podél vlastní Úpy vine zástavba s dopravními komunikacemi. V hrubém vyjádření zabírají lesní a zemědělské plochy, podle dat pro rok 2018, dohromady okolo tří čtvrtin plochy povodí (EEA 2019).

4.2 Úpa

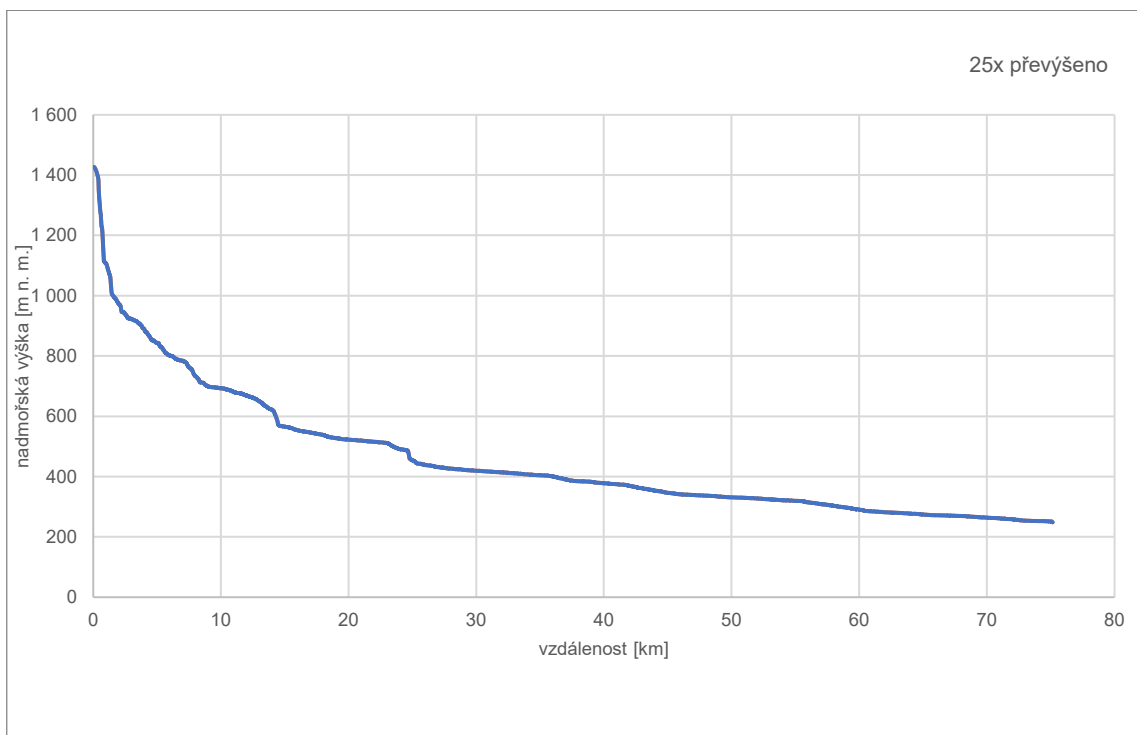
Pramen Úpy leží v přírodní zóně KRNAP na Úpském rašeliništi ve výšce 1 423 m n. m. (ČÚZK 2017). Po třech stovkách metrů spadá přes okraj Úpské hrany o přibližně 400 metrů (SMOLOVÁ, VÍTEK 2007) do karu Úpské jámy, kdy vytváří Horní Úpský, vysoký 120 metrů (RUBÍN a kol. 2006), a Dolní Úpský vodopád. Pokračuje do Obřího dolu, kde peřejemi proráží nánosy mur a několik čelních morén Úpského ledovce (KUNSKÝ 1968). Následně protéká Pecí pod Sněžkou, na jejímž konci zleva přibírá Malou Úpu, a Horním Maršovem, kde opouští KRNAP.

Ve Svobodě nad Úpou řeka vstupuje do permských hornin, ve kterých vytváří mělčí údolí, a též se zde nachází první z celkových pěti úpských pleistocenních říčních teras, jež je risského stáří (KUNSKÝ 1968). Následující obcí jsou Mladé Buky a hned poté Trutnov, největší město na Úpě, kde je řeka regulována v betonovém korytu. V trutnovských částech Poříčí se do ní zleva vlévá potok Ličná, v Adamově řeka vytváří zaklesnutý meandr. Pokračuje do obcí Suchovršice a Úpice, ve druhé jmenované je tok opět regulován. Až po Úpici si Úpa, vyjma trutnovského úseku, udržuje směr na jihovýchod.

Od Havlovic se tok stáčí na jih a řeka stává přirozenější, zahlubuje se a tvoří údolí mezi zalesněnými svahy mezi obcemi Slatina nad Úpou, Červená Hora, Žernov a Ratibořice, jež je chráněno jako NPP Babiččino údolí. V tomto úseku Úpa přijímá několik krátkých, peřejnatých toků a též tvoří dva zaklesnuté meandry (pod zříceninami hradů Červená Hora a Rýzmburk). V blízkosti Starého bělidla přechází reliéf do údolní nivy, která je pod ratibořickým zámekem široká 500 metrů, obsahující vlhké luční porosty. Na jihu Babiččina údolí je u Zlíče z Úpy vyveden Úpský přivaděč zásobující vodní nádrž Rozkoš, ve stejné lokalitě do ní zleva ústí její nejdější přítok, říčka Olešnice. Ve zdejším hlásném profilu se průměrný roční průtok Úpy pohybuje okolo 6,3 m³/s a průměrný roční stav 52 cm (ČHMÚ 2020b).

Po opuštění Babiččina údolí Úpa protéká Českou Skalicí, stáčí se na jihozápad, přibírá zprava vody Válovického potoka a směřuje podél obcí Doubravice u České Skalice, Zvole a Rychnovek rovinnatou zemědělskou krajinou k Jaroměři. V severní části Jaroměře po 78,12 km svého toku (VÚV T. G. M. 2006) ústí ve výšce 248 m n. m. (ČÚZK 2017) zleva do Labe odvádějícího její vody do Severního moře. Průběh toku je zachycen podélným profilem na obrázku 5.

Obrázek 5 – Podélný profil Úpy



Zdroj: vlastní zpracování na základě dat ČÚZK (2017); VÚV T. G. M. (2006)

5 METODIKA

Metodika mapování rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Úpy byla převzata z práce MATĚJČKA (2009), kdy se jedná o součást Metodiky mapování upravenosti vodních toků a údolních niv (MUTON). Tento přístup byl zvolen z důvodu porovnatelnosti získaných dat s dalšími, stejným způsobem vyhotovenými pracemi.

Podstata metodiky spočívá ve fyzickém sběru primárních dat o přibližné početnosti jedinců konkrétních taxonů v břehové vegetaci procházením podél vodního toku. Stavby taxonů byly sledovány v jednotlivých **segmentech** o přibližné **délce 500 m**, a to za využití logaritmické stupnice. Na sebe přímo navazující segmenty daného břehu tvořily **úsek**.

Celkem bylo mapováno 17 taxonů invazních neofytů. Jednalo se o: *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Coryza canadensis*, *Erigeron annuus*, *Galinsoga sp.*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Lupinus polyphyllus*, *Lycium barbarum*, *Parthenocissus sp.*, *Quercus rubra*, *Reynoutria sp.*, *Robinia pseudoacacia*, *Rudbeckia laciniata* a *Solidago sp.* Dohromady byly sledovány příbuzné druhy:

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

Stručná charakteristika všech mapovaných taxonů se nachází v tabulce 5. Podrobněji se jim věnuje MATĚJČEK (2009). Názvy taxonů jsou uvedeny dle KAPLANA a kol. (2019).

Tabulka 5 – Seznam mapovaných taxonů a jejich stručná charakteristika

latinský název	český název	doba květu	životní forma	stanoviště
<i>Acer negundo</i>	javor jasanolistý	III–IV	makrofanerofyt (strom)	sídla, luhy, ruderalní remízy
<i>Ailanthus altissima</i>	pajasan žláznatý	VI	makrofanerofyt (strom)	sídla
<i>Conyza canadensis</i>	turanka kanadská	V–VIII	terofyt (bylina)	okraje cest, železnic, ruderalní stanoviště
<i>Erigeron annuus</i>	turan roční	VI–IX	terofyt (bylina)	antropogenní stanoviště
<i>Galinsoga parviflora</i>	pět'our maloúborný	V–X	terofyt (bylina)	sídla, ruderalní stanoviště
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	pět'our srstnatý	VI–X	terofyt (bylina)	sídla, ruderalní stanoviště
<i>Helianthus tuberosus</i>	slunečnice topinambur	VIII– X	geofyt (bylina)	podél řek a cest
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	bolševník velkolepý	VI–IX	hemikryptofyt (bylina)	vlhké lesní lemy, břehy vodotečí
<i>Impatiens glandulifera</i>	netýkavka žláznatá	VIII–X	terofyt (bylina)	břehy vodotečí, vlhká rumišť
<i>Impatiens parviflora</i>	netýkavka malokvětá	VI–IX	terofyt (bylina)	křovinaté břehy vodotečí, humózní lesy, ruderalní křoviny
<i>Lupinus polyphyllus</i>	lupina mnoholistá	VI–IX	hemikryptofyt (bylina)	lesní lemy, podél cest
<i>Lycium barbarum</i>	kustovnice cizí	V–VIII	nanofanerofyt (keř)	podél cest a železnic
<i>Parthenocissus inserta</i>	loubinec popínavý	VI–VII	makrofanerofyt (dřevitá liána)	pobřežní houštiny
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	loubinec pětilistý	VII–VIII	makrofanerofyt (dřevitá liána)	pobřežní houštiny
<i>Quercus rubra</i>	dub červený	V	makrofanerofyt (strom)	parky, lesy
<i>Reynoutria × bohemica</i>	křídlatka česká	VIII–IX	geofyt (bylina)	břehy vodotečí, blízko sídel
<i>Reynoutria japonica</i>	křídlatka japonská	VIII–IX	geofyt (bylina)	břehy vodotečí, blízko sídel
<i>Reynoutria sachalinensis</i>	křídlatka sachalinská	VIII–IX	geofyt (bylina)	břehy vodotečí, blízko sídel
<i>Robinia pseudoacacia</i>	trnovník akát	V–VI	makrofanerofyt (strom, keř)	podél cest, železnic, naspů
<i>Rudbeckia laciniata</i>	trřapatka dřípata	VII–IX	hemikryptofyt (bylina)	vlhké lesní lemy, lužní lesy
<i>Solidago canadensis</i>	zlatobýl kanadský	VIII–X	hemikryptofyt (bylina)	břehy vodotečí, sušší i vlhčí ruderalní místa
<i>Solidago gigantea</i>	zlatobýl obrovský	VIII–X	hemikryptofyt (bylina)	břehy vodotečí, vlhká ruderalní místa

Zdroj: KAPLAN a kol. (2019)

5.1 Sledované úseky a jejich mapování

Vlastní mapování započalo na jižním okraji trutnovských Bohuslavic, od konce areálu podniku KARA (41. řkm), a přes Adamov, Suchovršice, Úpici až do Havlovic k mostu U Mandle (28,5. řkm). Z důvodu obtížně schůdného terénu zde bylo mapování přerušeno. Pokračovalo od mostu u osady Náchodec (26,6. řkm) až k mostu při vstupu do bažantnice na severním okraji České Skalice (12,6. řkm). Česká Skalice byla poté kvůli značně omezené přístupnosti břehů vynechána. Mapování pokračovalo od ústí Válovického potoka u Říkova (9. řkm) a následovalo až po soutok Úpy a Labe na Jakubském Předměstí v Jaroměři. Došlo tedy ke zmapování 35,5 kilometrů toku za současného sledování obou břehů.

Z důvodu regulace toku (betonové zdi) nebyly některé segmenty do statistického zhodnocení zahrnuty, což se týkalo především Suchovršic a Úpice. Vyřazeny byly též segmenty, jež společně tvořily úsek alespoň o 4 na sebe navazujících neregulovaných segmentech. Po této korekci zůstala a byla následně zpracována data o invazních neofytech ze 29 km vegetace na levém břehu (LB, 58 segmentů) a ze 29,5 km na břehu pravém (PB, 59 segmentů). Levý břeh byl rozdělen do 12 úseků (každý o 4 až 7 segmentech) a pravý břeh do 13 úseků (každý o 4 až 6 segmentech). Polohy všech segmentů přehledně zachycují přílohy M 1 až M 7.

Úseky odděleně prochází čtyřmi oblastmi. Úseky LB 1, PB 1 a PB 2 (Bohuslavice–Suchovršice) počínají levostrannou nivou s bujným vrbovým porostem v Bohuslavicích, přecházející v o mnoho širší, přeměněnou na rozlehlé pole, v Adamově. Při levém břehu jsou výrazné naplaveniny, na pravé straně se postupně zvedá zalesněná prudká stráž se skalními výchozy i přímo u toku. Obě sídla nejsou zvláště hustě osídlená, avšak nachází se v nich dva významné průmyslové podniky, ten adamovský má též vlastní náhon vracející se do Úpy na konci obce. Na začátku Suchovršic stráž pozvolna ustupuje a tok zde vede zástavbou v bezprostřední blízkosti silnice I. třídy.

Úseky LB 2 a PB 3 (Úpice–Havlovice) se táhnou od splavu na konci Úpice, kde převažuje bylinná břehová vegetace. V této lokalitě se při levém břehu nachází výrobní podnik s vlastním náhonem a pravý břeh sleduje silnice II. třídy. Zprudka se na krátké části levé strany zvedá zalesněná stráž, která klesá na začátku Havlovic, obce s hustým osídlením podél toku. Ve zdejší břehové vegetaci převažují byliny, téměř až travníky, s příměsí stromů.

Úseky LB 3 až LB 9 a PB 4 až PB 10 (Náchodec–Česká Skalice) prochází, obzvláště ty ve druhé půlce oblasti, územím s vyšší krajinářskou hodnotou (NPP Babiččino údolí). Na strmých svazích (slínovcových skalních stěnách) se zachovaly přirozené porosty suťových lesů (nejcennější přírodní prvek NPP). Tok Úpy lemují fragmenty údolních jasanovo-olšových luhů (místa vysoké biodiverzity). Pro jižní část NPP jsou

charakteristické rozsáhlé údolní nivy s výběrnou pásovou sečí a extenzivním využíváním. Jde o obnovené louky s nižší biodiverzitou u pomníku Babičky s dětmi, pod zámek a jižně od Vilémova mostu. Niva na pravém břehu dosahuje šířky až půl kilometru. Od Rýzmburku po zámek převládají ovsíkové louky, na jih od silnice mezi zámek a Zlíčí dominují vlhké pcháčové louky (AOPK ČR 2016). Tyto úseky doprovází řídká zástavba, jedná se spíše jen o chatové osady či několik venkovských stavení v Ratibořicích. Na loukách pod zámek jsou patrné odvodňovací kanály, u Starého bělidla je na toku vystavěn Viktorčin splav a vyveden mlýnský náhon, ve Zlíčí se kromě jezu nachází i začátek přivaděče do vodní nádrže Rozkoš.

Úseky LB 10 až LB 12 a PB 11 až PB 13 (Říkov–Jaroměř) vedou rovinatou krajinou s rozsáhlými bloky zemědělské půdy. Mezi obcemi Zvole a Rychnovkem přechází levý břeh okamžitě v desetimetrovou stráž v sypkých horninách jen s náletovou vegetací, zatímco pravý břeh je téměř po celou dobu kryt hustým bylinným porostem. Charakter pokryvu se mění na začátku Jaroměře, kde levý břeh přechází v rozlehlou aluviální louku a na pravý břeh navazuje obytná zástavba se zahradami. Od mostu č. 285-008 následuje půlkilometrový segment s bylinnou břehovou vegetací, jež je z obou stran obklopený průmyslovými areály, a končící soutokem s Labem.

Terénní průzkum probíhal ve druhé polovině července 2020, tedy v období roku, kdy většina zájmových taxonů kvetla, díky čemuž byly snáze rozeznatelné. Mapování mělo formu procházení podél toku břehem. Sledovány byly oba břehy současně. Odhadované počty konkrétních taxonů v jednotlivých segmentech byly zaznamenávány do připravených archů. K tomu byla užita logaritmická stupnice zmírňující nepřesnosti při sčítání (tabulka 6). V případě taxonu *Reynoutria sp.* (šířícího se vegetativně) byl jako jedinec počítán jeden výhon.

Tabulka 6 – Logaritmická stupnice odhadovaného počtu jedinců taxonu v segmentu

odhadovaný počet jedinců	logaritmicky vyjádřený počet jedinců
1–9	1
10–99	2
100–999	3
1000–9999	4

Zdroj: MATĚJČEK (2009)

5.2 Zpracování dat

Ze získaných dat došlo k výpočtu hodnot ukazatelů pro segmenty, úseky i celé zájmové území. K tomu byl vždy využit střed daného intervalu logaritmické stupnice (tj. 5, 50, 500, 5 000). Pro jednotlivé segmenty se jednalo o:

- počet zaznamenaných taxonů,

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

Počet zaznamenaných taxonů (PT) představuje počet mapovaných taxonů (nikoliv druhů), které se v daném segmentu vyskytly. Druhy mapované společně byly do tohoto počtu v případě výskytu započítány pouze jednou, tedy bez ohledu na počet druhů daného taxonu v uvedeném segmentu. Ukazatel může nabývat hodnot $<0; 17>$.

Celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů (PJ) představuje součet středních hodnot intervalů logaritmické stupnice. S přesností na řády je vyjádřen přibližný počet jedinců jednotlivých taxonů. Ukazatel může nabývat hodnot $<0; +\infty)$.

Prostý index zatížení invazními neofyty (I_p) udává míru zatížení daného segmentu invazními neofyty. Zohledněn je, jak počet přítomných taxonů (zdůrazněn), tak počet jedinců. Index se vypočítá dle vzorce: $I_p = \log PJ + PT$.

Vážený index zatížení invazními neofyty (I_v) vychází z vlastností konkrétních taxonů. Je v něm zohledněna velikost daných rostlin, jejich stabilita na stanovišti a též potenciální nebezpečnost těchto taxonů pro přirozenou vegetaci nebo pro člověka. Z daných charakteristik vychází koeficient k_t , jímž je vážen počet jedinců PJ taxonu t , tedy PJ_t (tabulka 7). Vzorec pro výpočet indexu tak má podobu: $I_v = \log (\sum PJ_t \cdot k_t)$.

Indexy I_p a I_v představují bezrozměrné číslo. Při veškerých výpočtech byla jejich hodnota zaokrouhlována na dvě desetinná místa. Teoreticky mohou nabývat hodnot $<0; +\infty)$.

Tabulka 7 – Koeficienty pro výpočet váženého indexu zatížení invazními neofyty

taxon	velikost	nebezpečnost	vytrvalost	koeficient (k)
<i>Acer negundo</i>	3	1	1	5
<i>Ailanthus altissima</i>	3	1	1	5
<i>Coryza canadensis</i>	1	1	0	2
<i>Erigeron annuus</i>	1	0	0	1
<i>Galinsoga sp.</i>	1	0	0	1
<i>Helianthus tuberosus</i>	2	1	1	4
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	2	2	1	5
<i>Impatiens glandulifera</i>	2	2	0	4
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1	0	2
<i>Lupinus polyphyllus</i>	1	1	1	3
<i>Lycium barbarum</i>	2	1	1	4
<i>Parthenocissus sp.</i>	2	0	1	3
<i>Quercus rubra</i>	3	1	1	5
<i>Reynoutria sp.</i>	2	2	1	5
<i>Robinia pseudoacacia</i>	3	1	1	5

taxon	velikost	nebezpečnost	vytrvalost	koeficient (k)
<i>Rudbeckia laciniata</i>	2	1	1	4
<i>Solidago sp.</i>	2	1	1	4

Poznámka: hodnocení velikosti: 3 = dřeviny nad 5 m, 2 = vzrostlé byliny dorůstající obvykle více než 1 m, 1 = drobné byliny; hodnocení nebezpečnosti: 1 = druhy nebezpečné invazivní, 2 = druhy obvykle nejnebezpečnější, 0 = ostatní; hodnocení vytrvalosti: 0 = jednoletý druh, 1 = dvouletý a víceletý druh

Zdroj: MATĚJČEK (2009)

Na základě získaných segmentových ukazatelů byla následně vypočítána i obdobná statistická zhodnocení pro úseky, tedy několik sloučených segmentů. Pro úseky tak jde o:

- **celkový počet taxonů (PT)**
 - počet taxonů zaznamenaných v segmentech daného úseku,
- **průměrný počet taxonů v segmentu (PT/sg)**
 - vypočítán dle vzorce: $PT/sg = \Sigma (PT_1...PT_x)/x$, kde x = počet segmentů v úseku, $PT_1...PT_x$ = počet zaznamenaných taxonů v jednotlivých segmentech ($1 - x$),
- **podíl segmentů s výskytem jednotlivých taxonů (osg) (= podíl obsazených segmentů)**
 - podíl počtu segmentů obsazených daným taxonem a celkového počtu segmentů v úseku, vyjádřen v %,
- **průměrný počet jedinců daného taxonu v segmentu (PJ/sg)**
 - podíl celkového počtu jedinců daného taxonu ve sledovaném úseku (střední hodnota intervalu) a celkového počtu segmentů v úseku,
- **průměrný počet jedinců daného taxonu v obsazeném segmentu (PJ/osg)**
 - podíl celkového počtu jedinců daného taxonu ve sledovaném úseku a počtu segmentů daného úseku, ve kterých se taxon vyskytoval,
- **průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu (PJ/sg)**
 - průměrná hodnota součtu středních hodnot intervalů přepočtených z logaritmické stupnice pro jednotlivé segmenty (součet všech středních hodnot logaritmické stupnice dělený počtem segmentů v daném úseku),
- **průměrná hodnota prostého indexu a váženého zatížení invazními neofyty (I_p, I_v)**
 - podíl součtu hodnot I_p , resp. I_v pro jednotlivé segmenty a celkového počtu segmentů v daném úseku.

Metodika, ukazatele a informace o nich byly převzaty z práce MATĚJČKA (2009). Ten k nim též uvádí i další podrobnosti.

6 VÝSLEDKY

Do vyhodnocení rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci řeky Úpy byla zahrnuta data z celkem 58,5 km vegetace, a to ze 29 km na levém břehu (58 segmentů rozdělených do 12 úseků) a ze 29,5 km na břehu pravém (59 segmentů rozdělených do 13 úseků). Celkem bylo zaznamenáno 7 ze 17 sledovaných taxonů: *Conyza canadensis*, *Erigeron annuus*, *Impatiens glandulifera*, *Impatiens parviflora*, *Reynoutria sp.*, *Robinia pseudoacacia* a *Solidago sp.* Přesné údaje o počtech taxonů v jednotlivých segmentech jsou obsaženy v přílohách T 1 a T 2. Několik konkrétních situací zachycují obrazem přílohy F 1 až F 8. Vybrané souhrnné statistiky uvádí tabulka 8.

Tabulka 8 – Souhrnné statistiky výskytu invazních neofytů za úseky, břehy a celé studované území v břehové vegetaci Úpy v roce 2020

úsek	počet segmentů	počet taxonů (PT)	počet jedinců (P-J)	průměrný			
				počet taxonů v segmentu (PT/sg)	počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu (P-J/sg)	prostý index (I _p)	vážený index (I _v)
LB 1	7	4	40 605	3	5 800,7	6,62	4,21
LB 2	5	5	15 750	3,6	3 150	6,94	3,95
LB 3	4	4	4 250	3,3	1 062,5	6,10	3,39
LB 4	4	3	4 100	2,5	1 025	5,48	3,59
LB 5	4	3	10 500	3	2 625	6,33	3,85
LB 6	4	3	3 255	3	813,8	5,87	3,36
LB 7	4	4	4 250	3,3	1 062,5	6,25	3,48
LB 8	4	4	5 050	2,8	1 262,5	5,84	3,61
LB 9	4	3	3 255	3	813,8	5,87	3,39
LB 10	6	4	4 450	2,8	741,7	5,48	3,09
LB 11	6	5	4 850	2,7	808,3	5,47	3,27
LB 12	6	6	9 705	4	1 617,5	7,08	3,58
LB celkem	58	7	110 020	3,1	1 896,9	6,14	3,58
PB 1	4	3	23 005	2,8	5 751,3	6,39	4,27
PB 2	5	3	13 700	2,6	2 740	5,81	3,80
PB 3	4	4	6 600	3,8	1 650	6,96	3,82
PB 4	4	4	11 755	2,8	2 938,8	5,98	3,63
PB 5	4	4	24 050	3,3	6 012,5	6,79	4,06
PB 6	4	3	10 500	3	2 625	6,33	3,85
PB 7	4	4	7 305	3	1 826,3	5,78	3,28
PB 8	4	3	3 255	3	813,8	5,89	3,38
PB 9	4	4	4 150	2,8	1 037,5	5,74	3,51

úsek	počet segmentů	počet taxonů (PT)	počet jedinců (PJ)	průměrný			
				počet taxonů v segmentu (PT/sg)	počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu (PJ/sg)	prostý index (I_p)	vážený index (I_v)
PB 10	4	4	4 205	3,3	1 051,3	6,25	3,52
PB 11	6	4	32 300	2,7	5 383,3	6,40	4,06
PB 12	6	5	4 810	2,8	801,7	5,71	3,28
PB 13	6	5	2 715	3,5	452,5	5,97	2,95
PB celkem	59	5	148 350	3	2 514,4	6,14	3,63
Úpa celkem	117	7	258 370	3,0	2 208,3	6,14	3,60

Zdroj: vlastní mapování

V břehové vegetaci Úpy bylo pozorováno v celkovém součtu 258 370 jedinců sledovaných invazních neofytů. Oproti levému břehu se jich na pravém vyskytovalo o necelých 40 000 více. Levý břeh však hostil všech 7 v průběhu mapování nalezených taxonů, v úseku LB 12 se jich nacházelo 6 (nejvíce ze všech úseků). Oba břehy ale mají dosti podobné hodnoty průměrného počtu taxonů v segmentu (pro levý břeh PT/sg = 3,1, pro pravý břeh PT/sg = 3). Vyššího průměrného počtu jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu bylo dosaženo u pravého břehu (PJ/sg = 2 514,4). Zatímco oba břehy mají stejné hodnoty průměrného prostého indexu ($I_p = 6,14$), tak na pravý břeh připadá mírně vyšší hodnota průměrného indexu váženého zatížení invazními neofyty ($I_v = 3,63$), což může naznačovat negativnější vliv invazních neofytů na jejich okolí na pravém břehu. Průměrný prostý a průměrný vážený index pro všechny mapové úseky zobrazují v grafické podobě přílohy M 8 až M 10, resp. M 11 až M 13.

Nejvíce jedinců absolutně, tedy i na levém břehu, připadlo ihned na úsek LB 1 (PJ = 40 605), kde enormně husté a neprostupné porosty taxonu *Reynoutria sp.* na náplavách zapříčinily zařazení čtyř segmentů do kategorie 1000–9999 jedinců. K tomu se však přidaly i rozsáhlé pokryvy taxonů *Solidago sp.* a *Impatiens parviflora*. To se pochopitelně podepsalo i na pro levý břeh zcela dominantním výsledku průměrného počtu jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu (PJ/sg = 5 800,7) a průměrného váženého indexu zatížení ($I_v = 4,21$). Ačkoli měl tento úsek čtyřikrát více jedinců než úsek LB 12, tak díky šesti zastoupeným taxonům, což se mj. odrazilo i v průměrném počtu taxonů v segmentu PT/sg = 4, bylo pro druhý zmíněný úsek dosaženo hodnoty průměrného prostého indexu $I_p = 7,08$.

Na pravém břehu byl maximální počet jedinců pozorován v úseku PB 11 (PJ = 32 300). Ve všech jeho šesti segmentech vytvářel *Impatiens parviflora*

všudypřítomné „koberce“ o 1000–9999 jedincích. Žádný z průměrných počtů taxonů v segmentu se mezi ostatními výrazněji nevymyká. Velmi zajímavá je situace u průměrného počtu jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu, poněvadž úseku PB 5 díky jednomu ze segmentů se třemi přítomnými taxony o tisícovkách jedinců náleží hodnota $PJ/sg = 6\,012,5$, a tak toto „vychýlení“ od převažujícího trendu překonalo průměrný stav ve zmíněném úseku PB 11. Maxima pro průměrný prostý index ($I_p = 6,96$) bylo dosaženo v úseku PB 3, jelikož zde tři ze čtyř segmentů hostily čtyři taxony, což potlačilo běžnou početnost jedinců. Nejvyšší hodnota průměrného váženého zatížení ($I_v = 4,27$) vzešla pro úsek PB 1, ve kterém se nebezpečný taxon *Reynoutria sp.* vyskytoval ve třech segmentech v řádu tisíců.

U hodnot ukazatelů spočtených pro segmenty je dobře patrná heterogenita získaných dat. Počty jedinců v jednotlivých segmentech jsou značně rozdílné, od minimálního o 50 ks (segment LB 10.4.) po maximální se 15 500 ks (segment PB 5.4.). Z toho plyne, že zcela všechny segmenty byly invadovány sledovanými taxony, nebylo žádného nezatíženého segmentu. Ve dvou segmentech (LB 12.4. a LB 12.6.) bylo pozorováno nejvíce taxonů ($PT = 6$), ze všech zmapovaných scházely pouze *Robinia pseudoacacia*. Naopak o jediném taxonu lze hovořit u segmentů LB 10.4. a LB 11.6. (v obou případech *Impatiens parviflora*). Hodnota prostého indexu I_p se pohybuje od 2,70 (segment LB 10.4.) po 8,19 (segment PB 5.4.), jedná se tak o oba segmenty s krajními hodnotami počtu jedinců. Segment PB 5.4. má taktéž nejvyšší hodnotu váženého indexu $I_v = 4,76$, ta nejnižší ($I_v = 2,32$) připadá s ohledem na nízké počty méně nebezpečných taxonů na segment PB 13.5.

Invazní neofyty byly pozorovány též v NPP Babiččino údolí. Úseky procházející tímto chráněným územím (LB 5 až LB 9, PB 6 až PB 10) mají poměrně stabilní, ale nezanedbatelné zatížení rodem *Impatiens*. Zatímco pro oba sledované zástupce tohoto rodu platí přítomnost ve všech segmentech zmíněných úseků, tak u taxonu *Reynoutria sp.* došlo ke snížení podílu obsazených segmentů i vlastních početních stavů.

Hodnoty vybraných charakteristik pro vyskytující se taxony přináší tabulka 9. Zcela nejhojnějším a téměř všudypřítomným taxonem byl *Impatiens parviflora* (107 210 jedinců, tj. přibližně 40 % všech zaznamenaných jedinců). Ze srovnání jeho zastoupení v rámci břehů však vyplývá, že dvaapůlkrát více jedinců se nacházelo na pravém břehu, o čemž svědčí i dvounásobný průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu pro pravý břeh tohoto taxonu ($PJ/osg = 1\,337,2$). Taxonem byly invadovány téměř všechny segmenty obou břehů, často s dominantními porosty pokračujícími do navazujících lesů při toku. Naprosto enormní zatížení všech šesti segmentů o celkovém počtu 30 000 jedinců bylo pozorováno v úseku PB 11 procházejícím zemědělskou krajinou. Nejnižší podíl obsazených segmentů (60 %) tímto taxonem náležící úseku LB 2

mohl být následkem omezených zdrojů a prostoru tisícovými porosty taxonu *Reynoutria sp.* Podíl obsazených segmentů po těchto počátečních výkyvech narůstá a je až ke konci toku stále 100 % (obrázek 6, obrázek 7).

Druhým nejpočetnějším taxonem byl *Reynoutria sp.* (necelých 80 000 jedinců). Celková četnost na obou březích byla téměř shodná. Na obrázcích 6 a 7 je u tohoto taxonu nápadný pokles podílu obsazených segmentů obou břehů směrem do níže položených úseků. Zatímco v prvotních úsecích je tento podíl až na výjimky 100 %, tak v úsecích LB 11, PB 11 a PB 12 klesá až k hodnotě 16,7 %, a to zároveň se snížením počtu jedinců v obsazeném segmentu.

Velmi zajímavé je srovnání taxonů *Impatiens glandulifera* a *Solidago sp.*, dvojice s velmi podobnou celkovou početností (tři desítky tisíc kusů). *I. glandulifera* dosahuje vyššího podílu obsazených segmentů, kdežto *Solidago sp.* má vyšší průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu. Na obrázku 6 lze vidět, že na levém břehu v některých úsecích *Solidago sp.* zcela chyběl, a že naopak *I. glandulifera* obsadil všechny segmenty v několika úsecích. Velmi podobná situace na břehu pravém je zachycena na obrázku 7, i v něm jsou patrné výrazné propady podílů obsazených segmentů u taxonu *Solidago sp.* a poměrně stabilní, výrazná obsazenost segmentů taxonem *I. glandulifera*. Z toho plyne, že *I. glandulifera* se vyskytoval v mnoha více segmentech (a tedy úsecích), ale *Solidago sp.* tvořil vyšší stavy kusů (obzvláště na levém břehu – PJ/osg = 825,9). Výskyt taxonů *Conyza canadensis* a obzvláště *Erigeron annuus* a *Robinia pseudoacacia* lze popsat jako epizodní a zanedbatelný. Zmíněné trendy ve vývoji početností taxonů v jednotlivých úsecích obou břehů pomocí přepočtových koeficientů zachycují přílohy G 1 a G 2. Obsazenost segmentů pozorovanými taxony zobrazují přílohy G 3 a G 4.

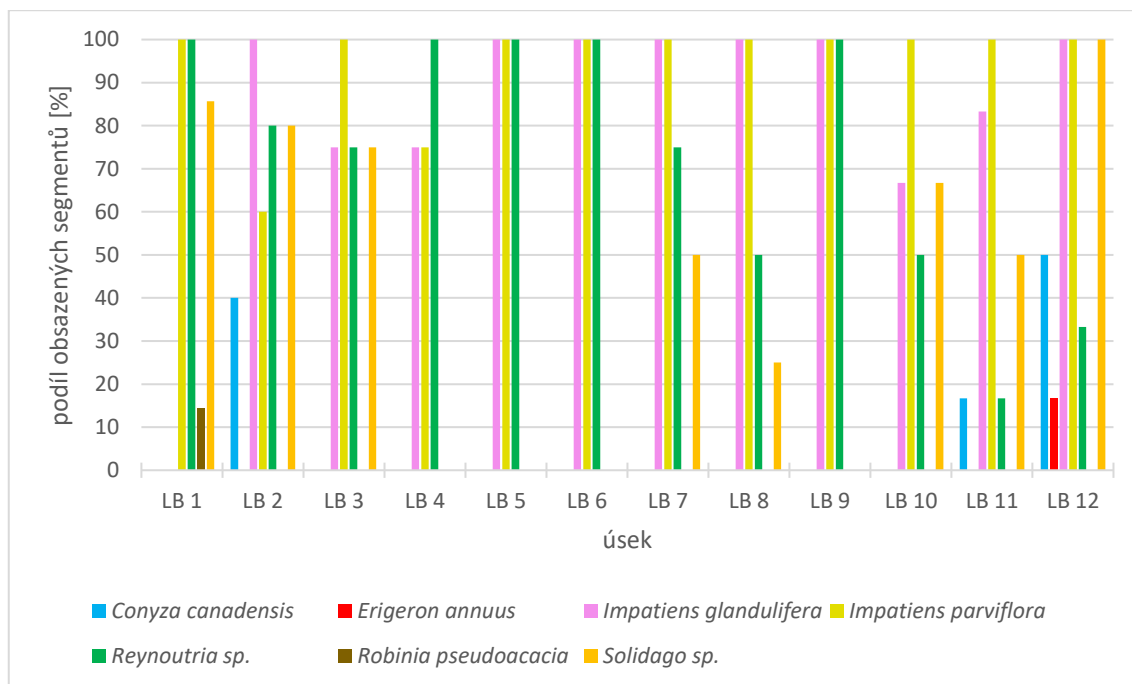
Tabulka 9 – Vybrané charakteristiky taxonů invazních neofytů vyskytujících se v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

taxon	počet obsazených segmentů		podíl obsazených segmentů [%]		průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu (PJ/osg)	
	LB	PB	LB	PB	LB	PB
<i>Conyza canadensis</i>	6	3	10,35	5,08	275	200
<i>Erigeron annuus</i>	1	0	1,72	0	50	0
<i>Impatiens glandulifera</i>	46	49	79,31	83,05	294,6	395,3
<i>Impatiens parviflora</i>	54	58	93,10	98,31	558,4	1 337,2
<i>Reynoutria sp.</i>	41	38	70,69	64,41	991,7	1 004,5
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	0	1,72	0	5	0
<i>Solidago sp.</i>	29	29	50	49,15	825,9	436,4

Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

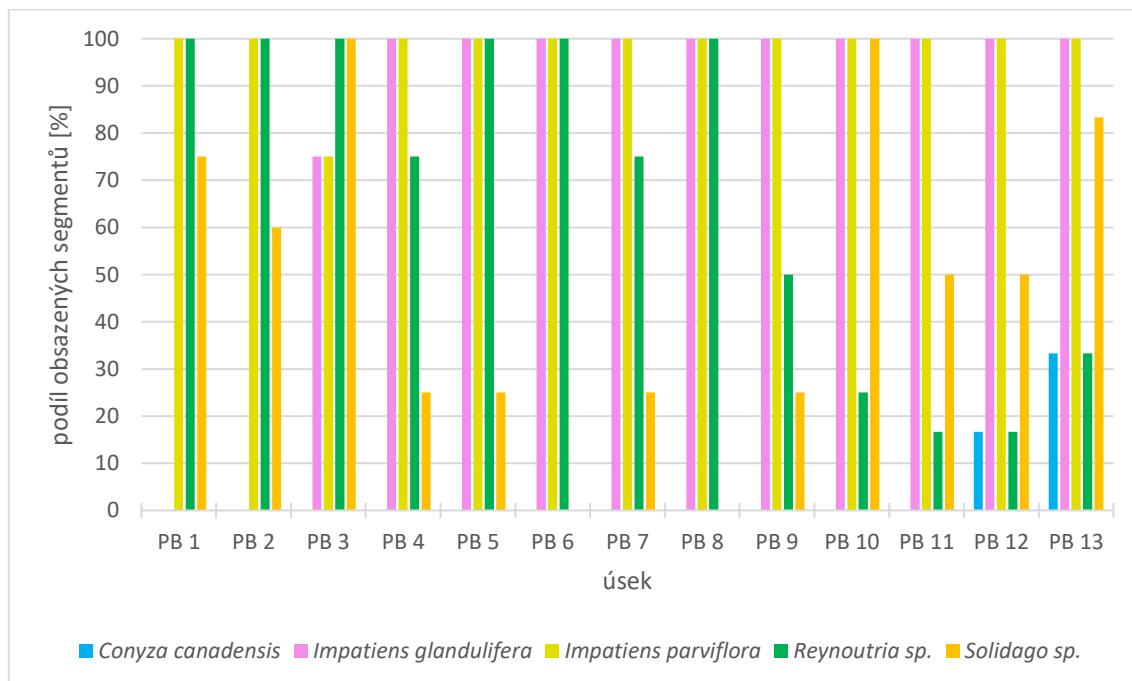
Obrázek 6 – Podíl segmentů obsazených taxony zastoupenými v mapovaných levobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020



Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

Obrázek 7 – Podíl segmentů obsazených taxony zastoupenými v mapovaných pravobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

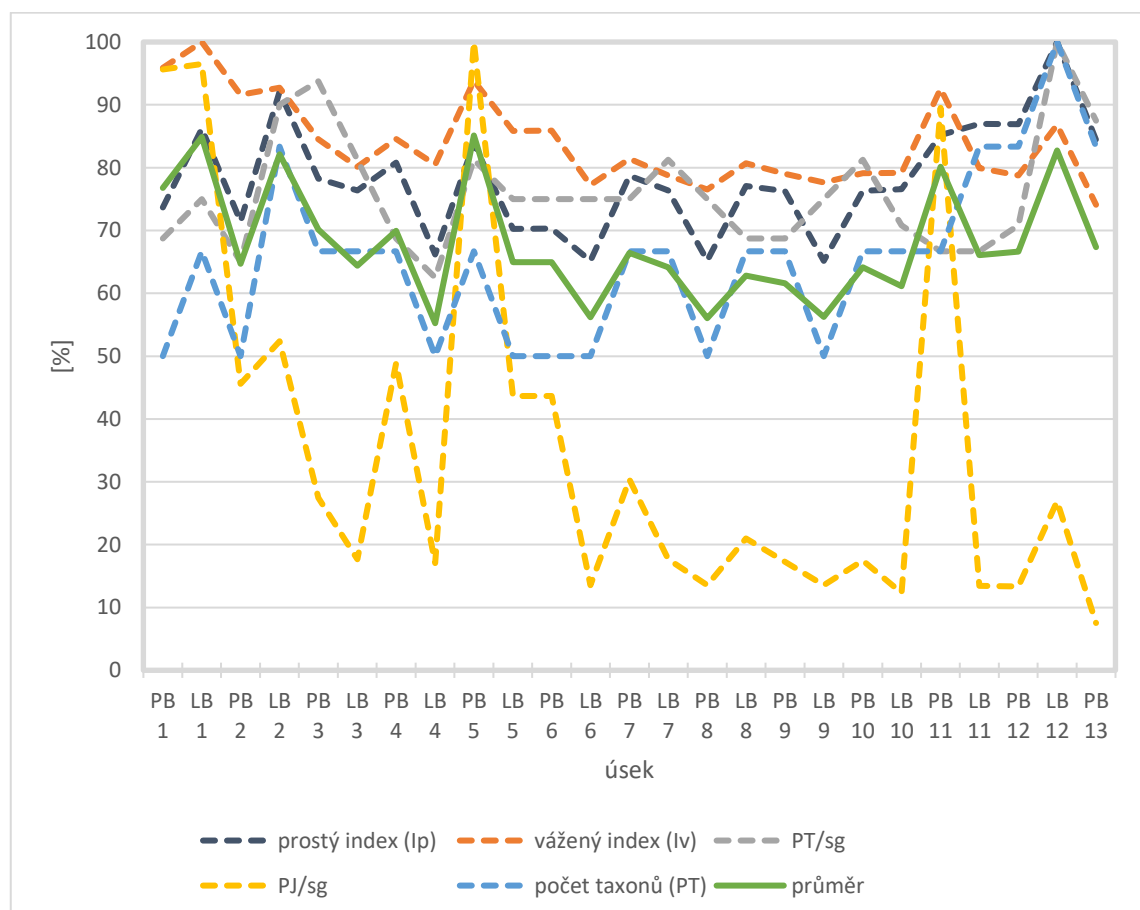


Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

Pro posouzení míry zasaženosti úseků invazními neofyty byly vypočítány komplexní ukazatele (obrázek 8). Za nejvyšší hodnotu daného ukazatele mezi všemi úseky byla dosazena míra 100 % a ostatní hodnoty byly k tomuto maximu vztaženy. U všech úseků byly tyto vztažené hodnoty též zprůměrovány, z čehož vzešlo zjištění, že vůbec nejsilnější zasažení invazemi připadá na úsek PB 5 (85,13 %). Pro něj je charakteristický maximální průměrný počet jedinců na segment (PJ/sg = 6 012,5), což napomohlo „odskočení“ od ostatních úseků. Ani v případě dalších ukazatelů úsek PB 5 nijak nezaostává. O to překvapivější je zjištění, že jemu protilehlý úsek LB 4 má nejnižší míru zasažení (55,24 %), poněvadž by se dalo předpokládat podobné invazní osídlení. Pravobřežní úsek přechází v místy značně podmáčenou nivu s vystavěnou táborovou osadou nedaleko Slatinského mostu, kdežto levobřežní úsek navazuje na poměrně hustě zalesněný svah. Z celkového úsekového srovnání vyplývá, že úseky na pravém břehu jsou invazně zatíženější.

Obrázek 8 – Zastoupení invazních neofytů v břehové vegetaci Úpy v roce 2020 vyhodnocené pomocí komplexních ukazatelů za jednotlivé mapované úseky



Poznámka: průměr = údaj vyjadřující průměrnou hodnotu z 5 předchozích komplexních ukazatelů zatížení invazními neofyty

Zdroj: vlastní mapování

7 DISKUZE

7.1 Diskuze metodiky

Práce byla vyhotovena za využití zavedené metodiky MATĚJČKA (2009), kterou na další české toky aplikovaly např. ELIÁŠOVÁ (2019) pro Lužnici nebo RANDOVÁ (2016; 2019) pro Berounku. To přineslo výhodu v možnosti vzájemného porovnání výsledků za sledování aktuálního vývoje zatížení břehových vegetací různých vodních toků invazními neofyty. Pro tuto práci byla zvolena Úpa z důvodu získání datového souboru pro novou zájmovou oblast, u které se též předpokládala zajímavá zjištění způsobená různorodým okolním prostředím (sídla, zemědělská oblast, chráněné území). Poněvadž šlo o tok zmíněnou metodikou dosud nestudovaný, nebylo možné pro něj provést časové srovnání.

Vlastní průzkum proběhl na celkem 35,5 km toku (tedy skoro polovině délky celé řeky) jižně od Trutnova. Tato část toku byla zvolena pro nižší míru regulace břehů a též lepší přístupnosti k vlastnímu břehu. I přes to nebyly některé segmenty do statistického zhodnocení kvůli betonovým zdím zahrnuty a vyřazeny byly též segmenty nenavazující na vícero neregulovaných segmentů. Pracováno bylo nakonec s daty ze 29 km na levém břehu a ze 29,5 km na pravém břehu. Vyřazená oblast by jinak utvořila na obou březích 2 nebo 3 úseky, a tak se provedená selekce mohla odrazit v mírně zkreslených výsledcích. Slučování 4 až 7 segmentů do jednotlivých úseků bylo zvoleno pro srovnatelnost ukazatelů za současného zahrnutí co největšího počtu segmentů při zohlednění zmíněného pravidla o regulaci toku. Za příhodnějších okolností by bylo vhodnější stanovit úseky o vícero segmentech pro reprezentativnější výsledky ukazatelů.

K mapování došlo ve druhé polovině července, což díky květům usnadnilo identifikaci převážné většiny taxonů. Bedlivá pozornost byla věnována taxonu *Solidago sp.*, jenž byl ještě před začátkem svého vegetačního období, a tak byl rozpoznáván dle morfologie těla. Průzkum měl charakter fyzického procházení břehem podél vodního toku za současného sledování obou břehů. V případě neprostupného nebo hůře schůdného terénu, za předpokladu neriskantního vodního stavu, vlastním korytem, což umožnila vhodná výbava. Díky ní se mnohem snadněji dostalo až k hraně koryta, čímž se naskytl výborný pohled na konkrétní vegetační situaci (taxony, početnost). Navzdory vyvinutému úsilí nelze sebraná data chápat jako naprosto bezchybná, ať již kvůli možnému nerozeznání taxonů, nepřesnému odhadu počtu jedinců či prostorově neúplnému průzkumu.

7.2 Srovnání s dalšími toky

Získaná data vyjadřující stav rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Úpy v roce 2020 byla porovnána s výsledky pro Berounku za rok 2018 (RANDOVÁ 2019), pro Lužnici za rok 2019 (ELIÁŠOVÁ 2019) a s průměrem pro několik českých řek mezi lety 2006

a 2008 (MATĚJČEK 2009). Všichni autoři využili stejné metodiky, a tak byly zjištěné údaje za tyto toky vzájemně srovnatelné.

První srovnání přináší tabulka 10. Sedm pozorovaných taxonů bylo navzdory více zmapovaným segmentům Úpy méně než v případě Lužnice a Berounky. Průměrný počet taxonů v segmentu zájmové řeky činil 3,0, tedy více než pro Lužnici a méně než pro Berounku. Opačný poměr platí u průměrného počtu jedinců v segmentu, kde má Úpa vůči Lužnici o tisíc kusů na segment méně (PJ/sg Úpa = 2 208, PJ/sg Lužnice = 3 398), oproti Berounce jde ale o hodnotu 5,7× větší (PJ/sg = 388). Průměrný prostý index Úpy ($I_p = 6,1$) byl vůči tomu lužnickému o třetinu menší ($I_p = 9,1$). Úpa svým průměrným váženým indexem ($I_v = 3,6$) převyšuje další dvě porovnávané řeky, a z tohoto hlediska je oproti nim invazemi zatíženější. Ve všech čtyřech průměrných ukazatelích řeka Úpa přesahuje český průměr, a lze ji tak považovat v měřítku českých vodních toků za invazními neofyty nadprůměrně zatíženou.

Tabulka 10 – Srovnání souhrnných ukazatelů výskytu invazních neofytů v břehových vegetacích řek Úpy (2020), Berounky (2018), Lužnice (2019) a vybraných vodních toků ČR (2006–2008)

oblast	počet segmentů	počet taxonů (PT)	průměrný			
			počet taxonů v segmentu (PT/sg)	počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu (PJ/sg)	prostý index (I_p)	vážený index (I_v)
Úpa (2020)	117	7	3,0	2 208	6,1	3,6
Berounka (2018)	90	13	3,7	388	/	2,6
Lužnice (2019)	32	8	2,7	3 398	9,1	3,4
ČR (2006–2008)	1 693	17	2,0*	809*	3,9*	2,3*

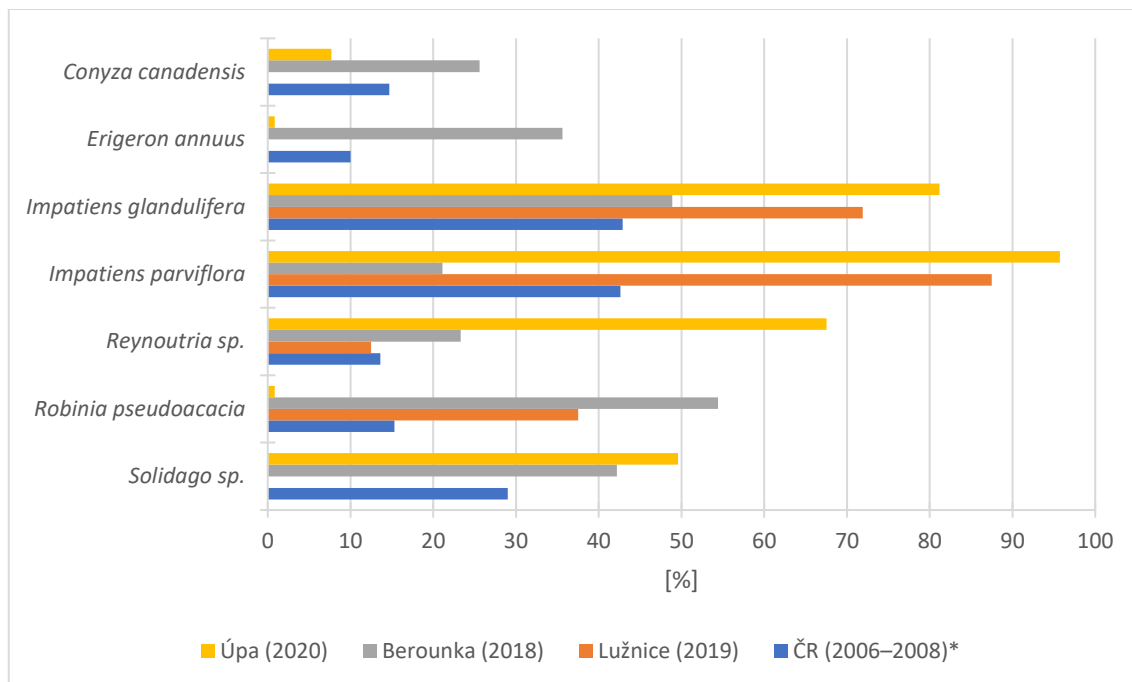
* průměrná hodnota sledovaných vodních toků v ČR

Zdroj: vlastní mapování; další data převzata z ELIÁŠOVÁ (2019); MATĚJČEK (2009); RANDOVÁ (2019)

Druhé srovnání vychází z obrázku 9 věnovaného podílům obsazených segmentů za jednotlivé taxony. Na Úpě pozorované taxony *Impatiens parviflora* a *I. glandulifera* se mohou „pyšnit“ hodnotami 95,7 %, resp. 81,2 % převyšujícími nejen český průměr ale též vysoké hodnoty na Lužnici (87,5 %, resp. 71,9 %). Naprosto markantní rozdíl v porovnání s dalšími toky lze spatřit u taxonu *Reynoutria sp.* s 67,5 % obsazených segmentů, což činí dokonce čtyřnásobek českého průměru a téměř trojnásobek podílu na řece Berounce. Nejvyššího podílu obsazených segmentů na Úpě bylo dosaženo též v případě taxonu *Solidago sp.* (49,6 %), ale s již podobnou hodnotou 42,2 % pro Berounku. Zatímco u čtyřech zmíněných taxonů byla obsazenost segmentů minimálně

nadprůměrná, tak u taxonů *Conyza canadensis*, *Erigeron annuus* a *Robinia pseudoacacia* až extrémně podprůměrná. Dostí zarážející je situace u *R. pseudoacacia*, který na Úpě obsadil necelé procento segmentů, ale na Berounce více než polovinu (54,4 %).

Obrázek 9 – Podíl obsazených segmentů jednotlivými taxony invazních neofytů v břehových vegetacích řek Úpy (2020), Berounky (2018), Lužnice (2019) a vybraných vodních toků ČR (2006–2008)

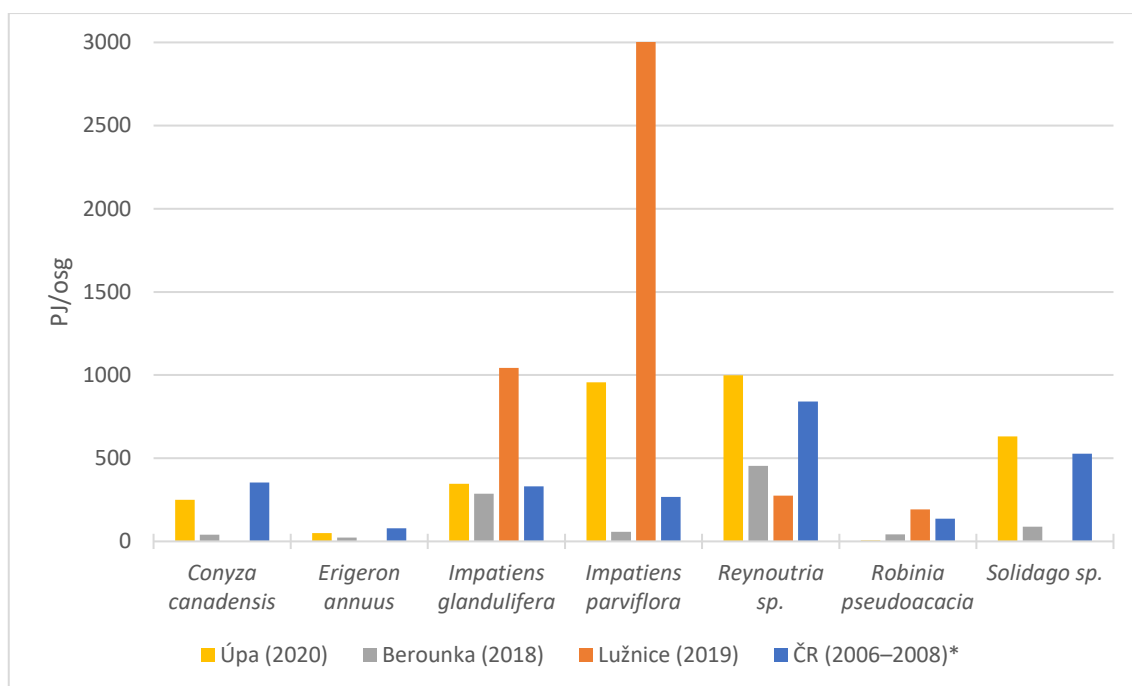


* průměrná hodnota sledovaných vodních toků v ČR

Zdroj: vlastní mapování; další data převzata z ELIÁŠOVÁ (2019); MATĚJČEK (2009); RANDOVÁ (2019)

Třetí srovnání poskytuje obrázek 10 zachycující průměrné počty taxonů v obsazených segmentech. Ačkoli *Impatiens parviflora* a *I. glandulifera* obsadily na Úpě větší podíl segmentů než na Lužnici, v případě ukazatele zohledňujícího jejich průměrné počty v nich se pořadí těchto dvou řek vyměnilo. Na Úpu připadlo v případě *I. parviflora* 957 a *I. glandulifera* 347 jedinců na obsazený segment. Prakticky se tak jedná o třetinové stavy na Lužnici. Taxony *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.* pozorované v březích Úpy naopak ve srovnání s ostatními toky dosáhly nejvyšších hodnot (PJ/osg = 998, resp. PJ/osg = 631), kdy se jednalo přibližně o stovku jedinců navíc v porovnání s českým průměrem. Taxony *Conyza canadensis* a *Erigeron annuus* se i přes své marginálnímu zastoupení od českému průměru výrazně neliší.

Obrázek 10 – Počet jedinců v obsazeném segmentu (PJ/osg) jednotlivých taxonů invazních neofytů v břehových vegetacích řek Úpy (2020), Berounky (2018), Lužnice (2019) a vybraných vodních toků ČR (2006–2008)



* průměrná hodnota sledovaných vodních toků v ČR

Zdroj: vlastní mapování; další data převzata z ELIÁŠOVÁ (2019); MATĚJČEK (2009); RANDOVÁ (2019)

Oproti porovnávaným tokům se některé taxony, na nich popisované i jako místy hojné, na Úpě nevyskytovaly. Markantní je situace ve srovnání s Berounkou, na které v roce 2018 pozorovala RANDOVÁ (2019) o šest taxonů více, např. *Acer negundo* (41,1 % obsazených segmentů), *Parthenocissus sp.* (40 %) či *Galinsoga parviflora* (17,8 %). Ačkoli délka zájmového území byla podobná, jednalo se o rozmanitější prostředí – hustěji osídlená oblast (suburbia Prahy), silný dopravní provoz v blízkosti toku (dálnice, železnice) a zároveň dvě CHKO. Ve srovnání s Úpou tak mohlo dojít ke zvýšení pravděpodobnosti „úniku“ taxonů do přírody a podpory jejich nároků. Jako nezastoupené lze uvést ELIÁŠOVOU (2019) na Lužnici v roce 2019 zaznamenané taxony *Rudbeckia laciniata* (25 %), *Quercus rubra* (15,6 %) nebo *Helianthus tuberosus* (9,4 %).

7.3 Diskuze výsledků

Nejhojnějším taxonem v břehové vegetaci Úpy je v současné době *Impatiens parviflora*. U něj vychází průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu Úpy PJ/osg = 957. Jím nejobsazenější úsek PB 11 však dosahuje průměru PJ/osg = 5 000. Jedná se o maximální hodnotu mezi všemi úseky a taxony vůbec. Udivující je fakt, že na následující dva níže položené pravobřežní úseky PB 12 a PB 13 připadají hodnoty taxonu PJ/osg = 500, resp. pouze PJ/osg = 193. Je nutno zmínit, že všechny tři úseky jsou o 6 segmentech, mají tedy

stejnou délku. Podobných výkyvů si ale všimli i MATĚJČEK (2009) nebo RANDOVÁ (2019). Úsek PB 11 vede od Říkova po Doubravici u České Skalice podél rozsáhlých polí, která od vlastního toku odděluje hustý břehový porost s bylinami a vzrostlými listnatými stromy. Takový habitat je pro *I. parviflora* naprosto ideální, poněvadž své kolonie soustředí na místa s vlhkou, humózní, na živiny bohatou půdou se současným stromovým zákrytem (bylinná patra lužních a dubohabrových lesů) (PYŠEK a kol. 2012). Podobné prostředí bylo v úseku PB 5 s průměrnou obsazeností $PJ/osg = 2\ 750$. Příčinou zmíněné odlišnosti v obsazenosti dvou posledních pravobřežních úseků tak mohou být nevhodné podmínky růstu, jelikož zde srovnatelný stromový zákryt scházel.

Taxon *Impatiens glandulifera* tvořil poměrně početně stabilní porosty, zcela však scházel v úsecích LB 1, PB 1 a PB 2 z Bohuslavic do Suchovršic. U pravobřežních úseků mohlo svou roli kvůli obtížnému zachycení diaspor sehrát příkré skalní těleso, které se však netáhlo v celé jejich délce, a v místech vlastního břehu se jiné taxony vyskytovaly i v poměrně hojných počtech. Ještě překvapivější je absence taxonu na levém břehu, ačkoliv poskytoval příhodné podmínky pro *I. glandulifera*, tj. nitrofilní vegetace na podmáčené půdě (PYŠEK a kol. 2012) s možností výhod plynoucích z povodňových stavů – přísun diaspor, obohacení živinami, odstranění konkurrence vegetace (ČUDA a kol. 2017). Nabízí se vysvětlení, že zde zkrátka kvůli hustým porostům *Reynoutria sp.* nebylo dostatečného prostoru pro růst.

Právě u taxonu *Reynoutria sp.* je situace nejzajímavější. V jeho případě došlo ve druhých polovinách obou břehů k postupnému poklesu podílů obsazených segmentů (v úsecích LB 11, PB 11 a PB 12 na hodnotu 16,7 %). Na Berounce v roce 2015 RANDOVÁ (2016) a na Lužnici v roce 2019 ELIÁŠOVÁ (2019) pozorovaly spíše nárůst podílů obsazenosti. Při hledání příčin u pravobřežních úseků by se jednalo o spekulace, protože šlo o podmáčená místa s nitrofilní vegetací, kam PYŠEK a kol. (2012) taxon lokalizují.

Zastoupení taxonu *Solidago sp.* bylo menší či dokonce žádné především v úsecích procházejících Babiččiným údolím – PB 4 až PB 9 a LB 4 až LB 9, přitom i zde lze hovořit o splnění příhodných podmínek výskytu (vlhká a na živiny bohatá půda při toku (PYŠEK a kol. 2012)). Podobné výkyvy v podílech obsazenosti segmentů na Berounce zaznamenala RANDOVÁ (2016; 2019) mezi roky 2015 až 2018. Podle ELIÁŠOVÉ (2019) ve třech desítkách mapovaných segmentů Lužnice v roce 2019 chyběl taxon úplně. Mapování proběhlo v raných fázích vegetačního období taxonu, a ačkoli se šíří i vegetativně, mohla tato okolnost ovlivnit zjištěné počty jedinců a obsazených segmentů.

Sídla představují pro invazní rostliny významná stanoviště. Nejenže jde o místa vhodná ke kolonizaci, též slouží jako „odrazový můstek“ pro šíření do okolní krajiny (MARCO a kol. 2010). ŠTAJEROVÁ a kol. (2017) popisují v českém měřítku úbytek nepůvodních druhů směrem od městských center. Pokud se zohlední, že vektorem pro

diaspory mohou být vodní toky, dochází s narůstající vzdáleností od města proti proudu k poklesu početností nepůvodních druhů. Jinými slovy, čím blíže je říční úsek od města proti proudu, tím větší je výskyt nepůvodních druhů, kdy tuto závislost pozorovala v případě řek Svitavy a Svatky DRŠKOVÁ (2013). V absolutním počtu byl nejhojněji (PJ = 40 605) osídleným úsekem LB 1 začínající na jižním konci Bohuslavic (část Trutnova, největšího města ležícího na Úpě), kdy i jeho protilehlé úseky PB 1 a PB 2 obsahovaly vyšší tisícovky jedinců. Popsaný vzorec lze za zvýšené obezřetnosti označit za místy (spíše na úrovni segmentů) platný. Taktéž případný vliv intenzivního zemědělství v blízkosti tří posledních úseků obou břehů se zdá být diskutabilním.

Taxony invazních neofytů zaznamenané v NPP Babiččino údolí jsou ve shodě s těmi, které jsou uvedeny v jejím plánu péče. Ten též uvádí několik konkrétními taxony zasažených lokalit. Při tomto průzkumu nejhojnější taxon *Impatiens parviflora* je plánem péče kladen na degradované, zastíněné louky při toku náležící do segmentů LB 8.3. a LB 8.4. (AOPK ČR 2016). Dle výsledků vytváří nejen v těchto segmentech na území NPP pokryvy v řádu stovek. Taxon *I. glandulifera* je zmiňován na okrajích vlhké zastíněné louky (segment LB 5.3.), lada s dlouhodobě chybějícím kosením (segment LB 6.1.) (stejně jako *Reynoutria sp.*, který zde ale byl v téměř zanedbatelném počtu), mezofilní ovsíkové louky (segment PB 7.2.), vlhké pcháčové louky (segmenty LB 7.3. a LB 7.4.) (současně se *Solidago sp.*, čemuž výstižně odpovídají získaná data, a se spíše ustupujícím *Reynoutria sp.*). V plánu péče je výslovně zmíněna rozsáhlá invaze taxonu *Solidago canadensis* do vlhké pcháčové louky při levém břehu Úpy způsobená povodní v roce 2013 (AOPK ČR 2016). Jako pro místo pravděpodobně vhodné k uchycení diaspor by se tedy zde daly očekávat vyšší stavy taxonu. Daná lokalita, náležící v této práci do segmentu LB 7.2., však žádného zástupce rodu *Solidago* neobsahovala. Taková odlišnost je velmi překvapující a dozajista by stála za hledání její příčiny. Riziko pro šíření invazních rostlin zvyšuje turistická exponovanost (JOHNSON a kol. 2006). To se může projevit v invazním zatížení této NPP, poněvadž jde o vyhledávaný výletní cíl, v němž hlavní pěší trasa vede většinou přímo podél toku Úpy. Kromě rozrušování přirozeného vegetačního a půdního krytu může docházet i k zavlékání diaspor na tato místa. K podpoře šíření taxonů *I. glandulifera* a *Reynoutria sp.* dochází za ponechání neposečených okrajů při toku, čemuž se snaží zabránit cílená managementová opatření správy NPP (AOPK ČR 2016). Kombinace uvedených faktorů se mohla projevit v pozorovaných datech. Skutečný vliv a váhy výše nastíněných činitelů v popsanych situacích by bylo možné podrobit detailnímu posouzení.

8 ZÁVĚR

Záměrem této práce bylo zmapování rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Úpy a srovnání získaných poznatků s podobně zaměřenými pracemi. Tento vodní tok zatím nebyl uvedenou metodikou zmapován, výsledky tak přispívají do databáze informací o rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků na území Česka.

Vyhodnocena byla data z celkem (tj. v součtu obou břehů) 58,5 km břehové vegetace. V případě Úpy lze hovořit o nerozmanitém, ale též současně významném osídlení invazními neofyty. Bylo pozorováno 7 zájmových taxonů, každý však se značně odlišnou početností. Invadován byl více břeh pravý než levý. Nejhojněji byl zastoupen taxon *Impatiens parviflora*, jehož jedinci tvořili 40 % všech zaznamenaných a vyskytovali se na drtivé většině mapovaných půlkilometrových segmentů. Maximální zatížení tímto taxonem bylo zjištěno v úseku PB 11 s průměrem 5 000 jedinců na obsazený segment. Taxon preferoval vlhká, na živiny bohatá místa ve stínu stromového zákrytu. Dalšími poměrně početnými taxony byly *I. glandulifera*, *Reynoutria sp.* a *Solidago sp.*, jež se spíše soustředily do určitých úseků. V porovnání s dalšími českými toky vychází Úpa z hlediska rozšíření invazních neofytů jako zatíženější.

Tato práce navazuje na sledování invazní flóry v břehové vegetaci různých vodních toků započaté MATĚJČKEM (2009). Práce kromě rozšíření znalostní základny o aktuální data z dosud nesledovaného území otevírá především prostor pro další studium invazních neofytů zaměřené na dynamiku jejich populací či na příčiny početnosti jejich stavů pro daný vodní tok.

ZDROJE

Literární zdroje

ALLEN, J. A., BROWN, C. S., STOHLGREN, T. J. (2009): Non-native plant invasions of United States National Parks. *Biological Invasions*, 11, 10, 2195–2207.

AOPK ČR (2016): Plán péče o Národní přírodní památku Babiččino údolí na období 2016–2024,
https://drusop.nature.cz/ost/archiv/plany_pece/ug_file.php?RECORD_ID=26635# (cit. 4. 4. 2020).

BARNEY, J. N., TEKIELA, D. R., DOLLETE, E. S. J., TOMASEK, B. J. (2013): What is the “real” impact of invasive plant species? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11, 6, 322–329.

BELLARD, C., THUILLER, W., LEROY, B., GENOVESI, P., BAKKENES, M., COURCHAMP, F. (2013): Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology*, 19, 12, 3740–3748.

BLACKBURN, T. M., PYŠEK, P., BACHER, S., CARLTON, J. T., DUNCAN, R. P., JAROŠÍK, V., WILSON, J. R. U., RICHARDSON, D. M. (2011): A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 7, 333–339.

BLAŽKOVÁ, D. (2003): Pobřežní vegetace Berounky dva měsíce po povodni v srpnu 2002. *Bohemia Centralis*, 26, 35–44.

BOEDEL TJE, G., BAKKER, J. P., TEN BRINKE, A., VAN GROENENDAEL, J. M., SOESBERGEN, M. (2004): Dispersal phenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed release time and buoyancy of seeds: the flood pulse concept supported. *Journal of Ecology*, 92, 5, 786–796.

BROWN, R., PEET, R. (2003): Diversity and invasibility of Southern Appalachian plant communities. *Ecology*, 84, 1, 32–39.

BRUCKMAN, D., CAMPBELL, D. R. (2016): Pollination of a native plant changes with distance and density of invasive plants in a simulated biological invasion. *American Journal of Botany*, 103, 8, 1458–1465.

CADOTTE, M. W., MURRAY, B. R., LOVETT-DOUST, J. (2006): Evolutionary and ecological influences of plant invader success in the flora of Ontario. *Écoscience*, 13, 3, 388–395.

CATFORD, J. A., JANSSON, R., NILSSON, C. (2009): Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, 15, 1, 22–40.

CELESTI-GRAPOW, L., ALESSANDRINI, A., ARRIGONI, P. V., ASSINI, S., BANFI, E., BARNI, E., BOVIO, M., BRUNDU, G., CAGIOTTI, M. R., CAMARDA, I., CARLI, E., CONTI, F., DEL GUACCHIO, E., DOMINA, G., FASCETTI, S., GALASSO, G., GUBELLINI, L., LUCCHESI, F., MEDAGLI, P., PASSALACQUA, N. G., PECCENINI, S., POLDINI, L., PRETTO, F., PROSSER, F., VIDALI, M., VIEGI, L., VILLANI, M. C., WILHALM, T., BLASI, C. (2010): Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. *Plant Biosystems*, 144, 1, 12–28.

CULEK, M., GRULICH, V., LAŠTŮVKA, Z., DIVÍŠEK, J. (2013): Biogeografické regiony České republiky. Masarykova univerzita, Brno.

ČUDA, J., RUMLEROVÁ, Z., BRŮNA, J., SKÁLOVÁ, H., PYŠEK, P. (2017): Floods affect the abundance of invasive *Impatiens glandulifera* and its spread from river corridors. *Diversity and Distributions*, 23, 4, 342–354.

DEMEK, J. (1987): Hory a nížiny: zeměpisný lexikon ČSR. Academia, Praha.

DEMEK, J. (1988): Obecná geomorfologie. Academia, Praha.

DOUDA, J., BOUBLÍK, K., SLEZÁK, M., BIURRUN, I., NOCIAR, J., HAVRDOVÁ, A., DOUDOVÁ, J., AČIĆ, S., BRISSE, H., BRUNET, J., CHYTRÝ, M., CLAESSENS, H., CSIKY, J., DIDUKH, Y., DIMOPOULOS, P., DULLINGER, S., FITZPATRICK, Ú., GUISAN, A., HORCHLER, P. J., HRIVNÁK, R., JANDT, U., KAČKI, Z., KEVEY, B., LANDUCCI, F., LECOMTE, H., LENOIR, J., PAAL, J., PATERNOSTER, D., PAULI, H., PIELECH, R., RODWELL, J. S., ROELANDT, B., SVENNING, J.-C., ŠIBÍK, J., ŠILC, U., ŠKVRČ, Ž., TSIRIPIDIS, I., TZONEV, R. T., WOHLGEMUTH, T., ZIMMERMANN, N. E. (2016): Vegetation classification and biogeography of European floodplain forests and alder carrs. *Applied Vegetation Science*, 19, 1, 147–163.

DRŠKOVÁ, M. (2013): Změny v rozšíření invazních druhů rostlin podél řek Svatky a Svitavy (1998–2012). Bakalářská práce. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, Ústav botaniky a zoologie, Brno.

DULLINGER, I., WESSELY, J., BOSSDORF, O., DAWSON, W., ESSL, F., GATTRINGER, A., KLONNER, G., KREFT, H., KUTTNER, M., MOSER, D., PERGL, J., PYŠEK, P., THUILLER, W., VAN KLEUNEN, M., WEIGELT, P., WINTER, M., DULLINGER, S. (2017): Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 1, 43–53.

DYDERSKI, M. K., GDULA, A. K., JAGODZIŃSKI, A. M. (2015): “The rich get richer” concept in riparian woody species – A case study of the Warta River Valley (Poznań, Poland). *Urban Forestry & Urban Greening*, 14, 1, 107–114.

EARLY, R., BRADLEY, B. A., DUKES, J. S., LAWLER, J. J., OLDEN, J. D., BLUMENTHAL, D. M., GONZALEZ, P., GROSHOLZ, E. D., IBAÑEZ, I., MILLER, L. P., SORTE, C. J. B., TATEM,

A. J. (2016): Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 23, 7, 1–9.

ELIÁŠOVÁ, K. (2019): Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Lužnice. Bakalářská práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha.

EU (2014): Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Úřední věstník Evropské unie, L 317, 57, 35–55.

EWEL, J. J., PUTZ, F. E. (2004): A Place for Alien Species in Ecosystem Restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 7, 354–360.

FALTYSOVÁ, H., MACKOVČIN, P., SEDLÁČEK, M. (2002): Chráněná území ČR, Svazek V: Královéhradecko. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.

FLANAGAN, N. E., RICHARDSON, C. J., HO, M. (2015): Connecting differential responses of native and invasive riparian plants to climate change and environmental alteration. *Ecological Applications*, 25, 3, 753–767.

FOLEY, J. A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S. R., CHAPIN, F. S., COE, M. T., DAILY, G. C., GIBBS, H. K., HELKOWSKI, J. H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E. A., KUCCHARIK, C. J., MONFREDA, C., PATZ, J. A., PRENTICE, I. C., RAMANKUTTY, N., SNYDER, P. K. (2005): Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 5734, 570–574.

FRAAIJE, R. G. A., TER BRAAK, C. J. F., VERDUYN, B., BREEMAN, L. B. S., VERHOEVEN, J. T. A., SOONS, M. B. (2015a): Early plant recruitment stages set the template for the development of vegetation patterns along a hydrological gradient. *Functional Ecology*, 29, 7, 971–980.

FRAAIJE, R. G. A., TER BRAAK, C. J. F., VERDUYN, B., VERHOEVEN, J. T. A., SOONS, M. B. (2015b): Dispersal *versus* environmental filtering in a dynamic system: drivers of vegetation patterns and diversity along stream riparian gradients. *Journal of Ecology*, 103, 6, 1634–1646.

FUNK, J. L., CLELAND, E. E., SUDING, K. N., ZAVALETA, E. S. (2008): Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 12, 695–703.

GAERTNER, M., BIGGS, R., TE BEEST, M., HUI, C., MOLOFSKY, J., RICHARDSON, D. M. (2014): Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions*, 20, 7, 733–744.

- GALLARDO, B., ALDRIDGE, D. C., GONZÁLEZ-MORENO, P., PERGL, J., PIZARRO, M., PYŠEK, P., THUILLER, W., YESSON, C., VILÀ, M. (2017): Protected areas offer refuge from invasive species spreading under climate change. *Global Change Biology*, 23, 12, 5331–5343.
- GARSEN, A. G., BAATTRUP-PEDERSEN, A., RIIS, T., RAVEN, B. M., HOFFMAN, C. C., VERHOEVEN, J. T. A., SOONS, M. B. (2017): Effects of increased flooding on riparian vegetation: Field experiments simulating climate change along five European lowland streams. *Global Change Biology*, 23, 8, 3052–3063.
- GENOVESI, P. (2005): Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7, 1, 127–133.
- GERBER, E., KREBS, C., MURRELL, C., MORETTI, M., ROCKLIN, R., SCHAFFNER, U. (2008): Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, 141, 3, 646–654.
- GIEJSZTOWT, J., CLASSEN, A. T., DESLIPPE, J. R. (2020): Climate change and invasion may synergistically affect native plant reproduction. *Ecology*, 101, 1, 1–9.
- GIORIA, M., PYŠEK, P., OSBORNE, B. A. (2018): Timing is everything: does early and late germination favor invasions by herbaceous alien plants? *Journal of Plant Ecology*, 11, 1, 4–16.
- GOODSON, J. M., GURNELL, A. M., ANGOLD, P. G., MORRISSEY, I. P. (2003): Evidence for hydrochory and the deposition of viable seeds within winter flow-deposited sediments: the River Dove, Derbyshire, UK. *River Research and Applications*, 19, 4, 317–334.
- GRIZZETTI, B., LANZANOVA, D., LIQUETE, C., REYNAUD, A., CARDOSO, A. C. (2016): Assessing water ecosystem services for water resource management. *Environmental Science & Policy*, 61, 194–203.
- GRUNTMAN, M., SEGEV, U., TIELBÖRGER, K. (2020): Shade-induced plasticity in invasive *Impatiens glandulifera* populations. *Weed Research*, 60, 1, 16–25.
- HAJZLEROVÁ, L., REIF, J. (2014): Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia*, 69, 2, 247–253.
- HAWTHORNE, T. L., ELMORE, V., STRONG, A., BENNETT-MARTIN, P., FINNIE, J., PARKMAN, J., HARRIS, T., SINGH, J., EDWARDS, L., REED, J. (2015): Mapping non-native invasive species and accessibility in an urban forest: A case study of participatory mapping and citizen science in Atlanta, Georgia. *Applied Geography*, 56, 187–198.

- HEJDA, M., HANZELKA, J., KADLEC, T., ŠTROBL, M., PYŠEK, P., REIF, J. (2017): Impacts of an invasive tree across trophic levels: Species richness, community composition and resident species' traits. *Diversity and Distributions*, 23, 9, 997–1007.
- HEJDA, M., PYŠEK, P. (2006): What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation*, 132, 2, 143–152.
- HEJDA, M., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97, 3, 393–403.
- HERBER, V., SUDA, J. (1994): Cvičení z fyzické geografie I. Hydrologie. ZČU v Plzni, Plzeň.
- HIGGINS, S. I., RICHARDSON, D. M. (2014): Invasive plants have broader physiological niches. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 29, 10610–10614.
- HOBBS, R. J., HUENNEKE, L. F. (1992): Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6, 3, 324–337.
- HOFFMAN, M. T., ROHDE, R. F. (2011): Rivers Through Time: Historical Changes in the Riparian Vegetation of the Semi-Arid, Winter Rainfall Region of South Africa in Response to Climate and Land Use. *Journal of the History of Biology*, 44, 1, 59–80.
- HORÁČKOVÁ, J., JUŘIČKOVÁ, L., ŠIZLING, A. L., JAROŠÍK, V., PYŠEK, P. (2014): Invasiveness Does Not Predict Impact: Response of Native Land Snail Communities to Plant Invasions in Riparian Habitats. *PLoS ONE*, 9, 9, 1–10.
- HORVITZ, N., WANG, R., ZHU, M., WAN, F.-H., NATHAN, R. (2014): A simple modeling approach to elucidate the main transport processes and predict invasive spread: River-mediated invasion of *Ageratina adenophora* in China. *Water Resources Research*, 50, 12, 9738–9747.
- HOU, Q.-Q., CHEN, B.-M., PENG, S.-L., CHEN, L.-Y. (2014): Effects of extreme temperature on seedling establishment of nonnative invasive plants. *Biological Invasions*, 16, 10, 2049–2061.
- HULME, P. E. (2009): Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1, 10–18.
- HUPP, C. R., OSTERKAMP, W. R. (1996): Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology*, 14, 4, 277–295.

- HYSLOP, J., TROWSDALE, S. (2012): A review of hydrochory (seed dispersal by water) with implications for riparian rehabilitation. *Journal of Hydrology (New Zealand)*, 51, 2, 137–152.
- CHLUPÁČ, I. a kol. (2002): *Geologická minulost České republiky*. Academia, Praha.
- CHYTRÝ, M., PYŠEK, P., WILD, J., PINO, J., MASKELL, L. C., VILÀ, M. (2009): European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions*, 15, 1, 98–107.
- JACQUEMYN, H., VAN LOOY, K., BREYNE, P., HONNAY, O. (2010): The Meuse river as a corridor for range expansion of the exotic plant species *Sisymbrium austriacum*: evidence for long-distance seed dispersal. *Biological Invasions*, 12, 3, 553–561.
- JANSSON, R., ZINKO, U., MERRITT, D. M., NILSSON, C. (2005): Hydrochory increases riparian plant species richness: a comparison between a free-flowing and a regulated river. *Journal of Ecology*, 93, 6, 1094–1103.
- JESCHKE, J. M., GÓMEZ APARICIO, L., HAIDER, S., HEGER, T., LORTIE, C. J., PYŠEK, P., STRAYER, D. L. (2012): Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, 14, 1–20.
- JOHANSSON, M. E., NILSSON, C., NILSSON, E. (1996): Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science*, 7, 4, 593–598.
- JOHNSON, V. S., LITVAITIS, J. A., LEE, T. D., FREY, S. D. (2006): The role of spatial and temporal scale in colonization and spread of invasive shrubs in early successional habitats. *Forest Ecology and Management*, 228, 1–3, 124–134.
- KAPLAN, Z., DANIHELKA, J., CHRTEK, J. jun., KIRSCHNER, J., KUBÁT, K., ŠTECH, M., ŠTĚPÁNEK, J. (eds) (2019): *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha.
- KLEINBAUER, I., DULLINGER, S., PETERSEIL, J., ESSL, F. (2010): Climate change might drive the invasive tree *Robinia pseudacacia* into nature reserves and endangered habitats. *Biological Conservation*, 143, 2, 382–390.
- KUNSKÝ, J. (1968): *Fyzický zeměpis Československa*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.
- LIENDO, D., BIURRUN, I., CAMPOS, J. A., HERRERA, M., LOIDI, J., GARCÍA-MIJANGOS, I. (2015): Invasion patterns in riparian habitats: The role of anthropogenic pressure in temperate streams. *Plant Biosystems*, 149, 2, 289–297.

- LEISHMAN, M. R., THOMSON, V. P. (2005): Experimental evidence for the effects of additional water, nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstone soils, Sydney, Australia. *Journal of Ecology*, 93, 1, 38–49.
- LOŽEK, V. (2003a): Naše nivy v proměnách času: I. Vznik a vývoj dnešních niv. *Ochrana přírody*, 58, 4, 101–106.
- LOŽEK, V. (2003b): Naše nivy v proměnách času: II. Osud niv v dnešní době. *Ochrana přírody*, 58, 5, 131–136.
- MARCO, A., LAVERGNE, S., DUTOIT, T., BERTAUDIÈRE-MONTES, V. (2010): From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biological Invasions*, 12, 4, 761–779.
- MARON, J., MARLER, M. (2007): Native plant diversity resists invasion at both low and high resource levels. *Ecology*, 88, 10, 2651–2661.
- MASKELL, L. C., FIRBANK, L. G., THOMPSON, K., BULLOCK, J. M., SMART, S. M. (2006): Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. *Journal of Ecology*, 94, 6, 1052–1060.
- MATĚJČEK, T. (2009): Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků. Disertační práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha.
- MEDVECKÁ, J., KLIMENT, J., MÁJEKOVÁ, J., HALADA, Ľ., ZALIBEROVÁ, M., GOJDIČOVÁ, E., FERÁKOVÁ, V., JAROLÍMEK, I. (2012): Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia*, 84, 2, 257–309.
- MERRITT, D. M., WOHL, E. E. (2002): Processes Governing Hydrochory Along Rivers: Hydraulics, Hydrology, and Dispersal Phenology. *Ecological Applications*, 12, 4, 1071–1087.
- MEYERSON, L. A., MOONEY, H. A. (2007): Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 4, 199–208.
- MŽP (2007): Společné sdělení odboru ekologie krajiny a lesa a odboru legislativního k výkladu pojmu „údolní niva“ [§ 3 písm. b) zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny]. *Věstník MŽP*, XVII, 8, 1.
- NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H. (1997): The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 1, 621–658.
- NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H., POLLOCK, M. (1993): The Role of Riparian Corridors in Maintaining Regional Biodiversity. *Ecological Applications*, 3, 2, 209–212.

- NEUHÄUSLOVÁ, Z. a kol. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Textová část. Academia, Praha.
- OSAWA, T., MITSUHASHI, H., NIWA, H. (2013): Many alien invasive plants disperse against the direction of stream flow in riparian areas. *Ecological Complexity*, 15, 26–32.
- OSAWA, T., MITSUHASHI, H., USHIMARU, A. (2010): River confluences enhance riparian plant species diversity. *Plant Ecology*, 209, 1, 95–108.
- PERGL, J., PERGLOVÁ, I., VÍTKOVÁ, M., POCO VÁ, L., JANATA, T., ŠÍMA, J. (2016a): Likvidace vybraných invazních druhů rostlin, <http://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/standard%20likvidace%20invazn%C3%ADch%20rostlin.pdf> (cit. 25. 4. 2020).
- PERGL, J., SÁDLO, J., PETRUSEK, A., LAŠTŮVKA, Z., MUSIL, J., PERGLOVÁ, I., ŠANDA, R., ŠEFROVÁ, H., ŠÍMA, J., VOHRALÍK, V., PYŠEK, P. (2016b): Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*, 28, 1–37.
- PERGL, J., ŠÍMA, J., GÖRNER, T., PĚKNICOVÁ, J. (2018): Biologické invaze a související právní nástroje. *Živa*, 5, CXXVI–CXXIX.
- PERRINGS, C., NAEEM, S., AHRESTANI, F., BUNKER, D. E., BURKILL, P., CANZIANI, G., ELMQVIST, T., FERRATI, R., FUHRMAN, J., JAKSIC, F., KAWABATA, Z., KINZIG, A., MACE, G. M., MILANO, F., MOONEY, H., PRIEUR-RICHARD, A.-H., TSCHIRHART, J., WEISSER, W. (2010): Ecosystem Services for 2020. *Science*, 330, 6002, 323–324.
- PETITPIERRE, B., MCDUGALL, K., SEIPEL, T., BROENNIMANN, O., GUISAN, A., KUEFFER, C. (2016): Will climate change increase the risk of plant invasions into mountains? *Ecological Applications*, 26, 2, 530–544.
- PETŘÍK, P., SÁDLO, J., HEJDA, M., ŠTAJEROVÁ, K., PYŠEK, P., PERGL, J. (2019): Composition patterns of ornamental flora in the Czech Republic. *NeoBiota*, 52, 87–109.
- PYŠEK, P., CHYTRÝ, M., PERGL, J., SÁDLO, J., WILD, J. (2012): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*, 84, 3, 575–629.
- PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. (2005): Residence time determines the distribution of alien plants. In: INDERJIT, S. (ed.): *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*. Birkhäuser Verlag, Basel, 77–96.
- PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., PERGL, J., WILD, J. (2011): Colonization of high altitudes by alien plants over the last two centuries. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108, 2, 439–440.

- PYŠEK, P., SÁDLO, J., MANDÁK, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, 74, 2, 97–186.
- RANDOVÁ, N. (2016): Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Berounky. Bakalářská práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje, Praha.
- RANDOVÁ, N. (2019): Změny v rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci Berounky. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Katedra sociální geografie a regionálního rozvoje, Praha.
- REJMÁNEK, M., RICHARDSON, D. M., HIGGINS, S. I., PITCAIRN, M. J., GROTKOPP, E. (2005): Ecology of invasive plants: state of the art. In: MOONEY, H. A., MACK, R. M., MCNEELY, J. A., NEVILLE, L., SCHEI, P., WAAGE, J. (eds.): *Invasive alien species: searching for solutions*. Island Press, Washington, D.C., 104–161.
- RICHARDSON, D. M., HOLMES, P. M., ESLER, K. J., GALATOWITSCH, S. M., STROMBERG, J. C., KIRKMAN, S. P., PYŠEK, P., HOBBS, R. J. (2007): Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13, 1, 126–139.
- RICHARDSON, D. M., PYŠEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M. G., DANE PANETTA, F., WEST, C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 2, 93–107.
- RUBÍN, J. a kol. (2006): *Přírodní klenoty České republiky*. Academia, Praha.
- SABO, J. L., SPONSELLER, R., DIXON, M., GADE, K., HARMS, T., HEFFERNAN, J., JANI, A., KATZ, G., SOYKAN, C., WATTS, J., WELTER, J. (2005): Riparian Zones Increase Regional Species Richness by Harboring Different, Not More, Species. *Ecology*, 86, 1, 56–62.
- SEAVY, N. E., GARDALI, T., GOLET, G. H., GRIGGS, F. T., HOWELL, C. A., KELSEY, R., SMALL, S. L., VIERS, J. H., WEIGAND, J. F. (2009): Why Climate Change Makes Riparian Restoration More Important than Ever: Recommendations for Practice and Research. *Ecological Restoration*, 27, 3, 330–338.
- SEEBENS, H., ESSL, F., DAWSON, W., FUENTES, N., MOSER, D., PERGL, J., PYŠEK, P., VAN KLEUNEN, M., WEBER, E., WINTER, M., BLASIUS, B. (2015): Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology*, 21, 11, 4128–4140.
- SHAH, M. A., CALLAWAY, R. M., SHAH, T., HOUSEMAN, G. R., PAL, R. W., XIAO, S., LUO, W., ROSCHE, C., RESHI, Z. A., KHASA, D. P., CHEN, S. (2014): *Conyza canadensis*

suppresses plant diversity in its nonnative ranges but not at home: a transcontinental comparison. *New Phytologist*, 202, 4, 1286–1296.

SCHIRMEL, J., BUNDSCHUH, M., ENTLING, M. H., KOWARIK, I., BUCHHOLZ, S. (2016): Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Global Change Biology*, 22, 2, 594–603.

SIMBERLOFF, D., MARTIN, J.-L., GENOVESI, P., MARIS, V., WARDLE, D. A., ARONSON, J., COURCHAMP, F., GALIL, B., GARCÍA-BERTHOU, E., PASCAL, M., PYŠEK, P., SOUSA, R., TABACCHI, E., VILÀ, M. (2013): Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 1, 58–66.

SKALICKÝ, V. (1988): Regionálně fytogeografické členění. In: HEJNÝ, S., SLAVÍK, B. (eds.): *Květena České socialistické republiky 1*. Academia, Praha, 103–121.

SKÁLOVÁ, H., MORAVCOVÁ, L., DIXON, A. F. G., KINDLMANN, P., PYŠEK, P. (2015): Effect of temperature and nutrients on the growth and development of seedlings of an invasive plant. *AoB PLANTS*, 7, 1, 1–8.

SMOLOVÁ, I., VÍTEK, J. (2007): *Základy geomorfologie: vybrané tvary reliéfu*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

STOHLGREN, T. J., OTSUKI, Y., VILLA, C. A., LEE, M., BELNAP, J. (2001): Patterns of plant invasions: a case example in native species hotspots and rare habitats. *Biological Invasions*, 3, 1, 37–50.

ŠEFRNA, L. (2007): Vznik a vývoj nivy z pedogeografického hlediska. In: LANGHAMMER, J. (ed.): *Povodně a změny v krajině*. KFGG PřF UK, Praha, 209–215.

ŠTAJEROVÁ, K., ŠMILAUER, P., BRŮNA, J., PYŠEK, P. (2017): Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*, 32, 681–692.

TABACCHI, E., PLANTY-TABACCHI, A.-M. (2005): Exotic and native plant community distributions within complex riparian landscapes: A positive correlation. *Écoscience*, 12, 3, 412–423.

TABACCHI, E., PLANTY-TABACCHI, A.-M., ROQUES, L., NADAL, E. (2005): Seed inputs in riparian zones: implications for plant invasion. *River Research and Applications*, 21, 2–3, 299–313.

TOLASZ, R. a kol. (2007): *Atlas podnebí Česka*. Český hydrometeorologický ústav, Olomouc.

TOMÁŠEK, M. (2007): *Půdy České republiky*. Česká geologická služba, Praha.

- TOUZA, J., PÉREZ-ALONSO, A., CHAS-AMIL, M. L., DEHNEN-SCHMUTZ, K. (2014): Explaining the rank order of invasive plants by stakeholder groups. *Ecological Economics*, 105, 330–341.
- VERHOEVEN, J. T. A., ARHEIMER, B., YIN, C., HEFTING, M. M. (2006): Regional and global concerns over wetlands and water quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 2, 107–116.
- VERRY, E. S., DOLLOFF, C. A., MANNING, M. E. (2004): Riparian ecotone: A functional definition and delineation for resource assessment. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 4, 67–94.
- VICENTE, J. R., FERNANDES, R. F., RANDIN, C. F., BROENNIMANN, O., GONÇALVES, J., MARCOS, B., PÔÇAS, I., ALVES, P., GUISAN, A., HONRADO, J. P. (2013): Will climate change drive alien invasive plants into areas of high protection value? An improved model-based regional assessment to prioritise the management of invasions. *Journal of Environmental Management*, 131, 185–195.
- VILÀ, M., ESPINAR, J. L., HEJDA, M., HULME, P. E., JAROŠÍK, V., MARON, J. L., PERGL, J., SCHAFFNER, U., SUN, Y., PYŠEK, P. (2011): Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14, 7, 702–708.
- VITOUSEK, P. M., D'ANTONIO, C. M., LOOPE, L. L., WESTBROOKS, R. (1994): Biological Invasions as Global Environmental Change. *American Scientist*, 84, 5, 468–478.
- WALTHER, G.-R., ROQUES, A., HULME, P. E., SYKES, M. T., PYŠEK, P., KÜHN, I., ZOBEL, M., BACHER, S., BOTTA-DUKÁT, Z., BUGMANN, H., CZÚCZ, B., DAUBER, J., HICKLER, T., JAROŠÍK, V., KENIS, M., KLOTZ, S., MINCHIN, D., MOORA, M., NENTWIG, W., OTT, J., PANOV, V. E., REINEKING, B., ROBINET, C., SEMENCHENKO, V., SOLARZ, W., THULLER, W., VILÀ, M., VOHLAND, K., SETTELE, J. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 12, 686–693.
- WHITNEY, K. D., GABLER, C. A. (2008): Rapid evolution in introduced species, ‘invasive traits’ and recipient communities: challenges for predicting invasive potential. *Diversity and Distributions*, 14, 4, 569–580.
- WILLIAMSON, M., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V., PRACH, K. (2005): On the rates and patterns of spread of alien plants in the Czech Republic, Britain, and Ireland. *Écoscience*, 12, 3, 424–433.
- WOLKOVICH, E. M., DAVIES, T. J., SCHAEFER, H., CLELAND, E. E., COOK, B. I., TRAVERS, S. E., WILLIS, C. G., DAVIS, C. C. (2013): Temperature-dependent shifts in phenology

contribute to the success of exotic species with climate change. *American Journal of Botany*, 100, 7, 1407–1421.

ZELNIK, I., MAVRIČ KLENOVŠEK, V., GABERŠČIK, A. (2020): Complex Undisturbed Riparian Zones Are Resistant to Colonisation by Invasive Alien Plant Species. *Water*, 12, 2, 345.

ZUBEK, S., MAJEWSKA, M. L., BŁASZKOWSKI, J., STEFANOWICZ, A. M., NOBIS, M., KAPUSTA, P. (2016): Invasive plants affect arbuscular mycorrhizal fungi abundance and species richness as well as the performance of native plants grown in invaded soils. *Biology and Fertility of Soils*, 52, 6, 879–893.

Datové zdroje

AOPK ČR (2020a): Maloplošná zvláště chráněná území, https://opendata.arcgis.com/datasets/91b1bb5621ae40a58dfddcc4550e147a_2.zip (cit. 4. 4. 2020).

AOPK ČR (2020b): Velkoplošná zvláště chráněná území, https://opendata.arcgis.com/datasets/494d6b3749444f74ad4f556f67c2db77_0.zip (cit. 4. 4. 2020).

ARCDATA PRAHA (2016): ArcČR® 500, <http://download.arcdata.cz/data/ArcCR500-3.3-windows-installer.exe> (cit. 4. 4. 2020).

CENIA (2007): Geologická mapa České republiky 1 : 500 000, <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map/?permalink=f0414d6a8de4153f344823844ae1a925> (cit. 4. 4. 2020).

CENIA (2014): Potenciální přirozená vegetace, <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map/?permalink=98503959db1fcaa02b1beccd7b38ffd7> (cit. 4. 4. 2020).

ČHMÚ (2019a): Průměrná roční teplota vzduchu za období 1981–2010, <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/images/T8110.gif> (cit. 4. 4. 2020).

ČHMÚ (2019b): Průměrný roční úhrn srážek za období 1981–2010, <http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/meteo/ok/images/SRA8110.gif> (cit. 4. 4. 2020).

ČHMÚ (2020a): Rozvodnice 4. řádu, <http://voda.chmi.cz/opv/doc/rozvodnice/rozv4r.zip> (cit. 4. 4. 2020).

ČHMÚ (2020b): Evidenční list hlásného profilu č.10a, http://hydro.chmi.cz/hpps/hpps_prfbk_detail.php?seq=20023346 (cit. 4. 4. 2020).

ČÚZK (2017): IMAGE služba Esri ArcGIS Server – DMR 4G, <http://ags.cuzk.cz/arcgis2/rest/services/dmr4g/ImageServer> (cit. 4. 4. 2020).

ČÚZK (2019): Prohlížečí služba WMS – ZM 25, https://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM25_PUB/WMSservice.aspx (cit. 8. 8. 2020).

ČÚZK (2020): Prohlížečí služba WMS – ZM 50, https://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM10_PUB/WMSservice.aspx (cit. 4. 4. 2020).

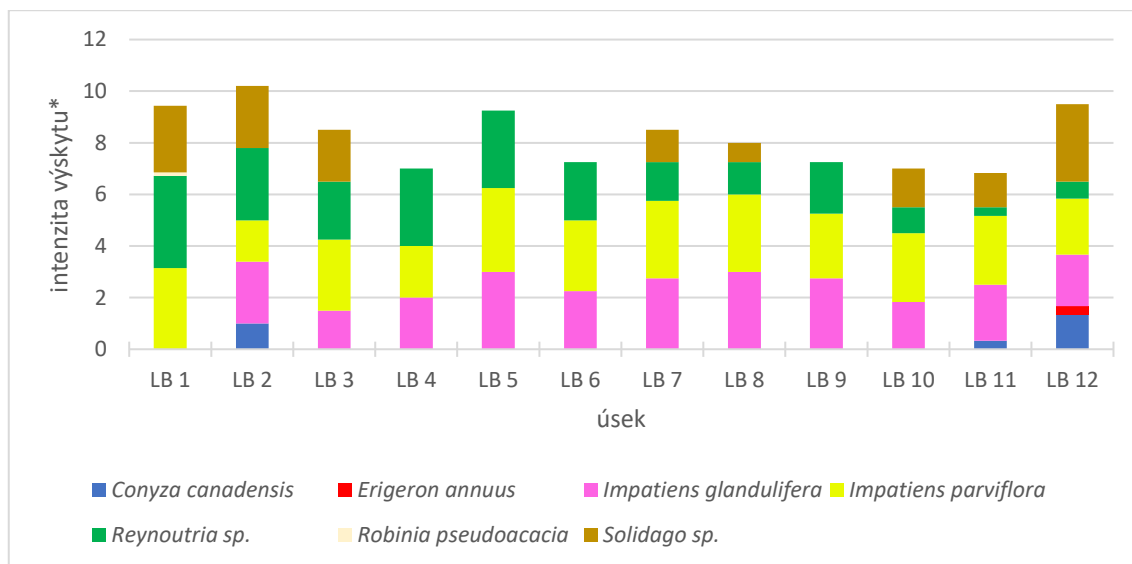
EEA (2019): Corine Land Cover 2018, <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc2018?tab=download> (cit. 4. 4. 2020).

VÚV T. G. M. (2006): DIBAVOD, základní jevy povrchových a podzemních vod, <http://www.dibavod.cz/index.php?id=27> (cit. 4. 4. 2020).

PŘÍLOHY

Grafy

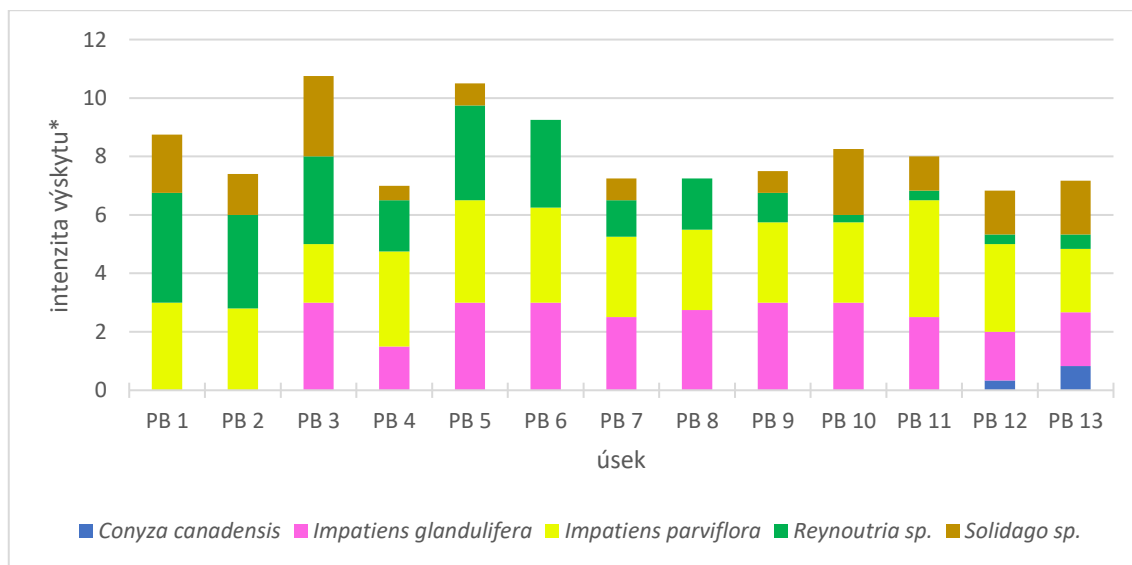
Příloha G 1 – Intenzita výskytu jednotlivých taxonů invazních neofytů v mapovaných levobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020



Poznámka: intenzita výskytu – průměr z koeficientů vyjadřujících příslušnost ke kategorii početnosti druhů jednotlivých segmentů v úseku; do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

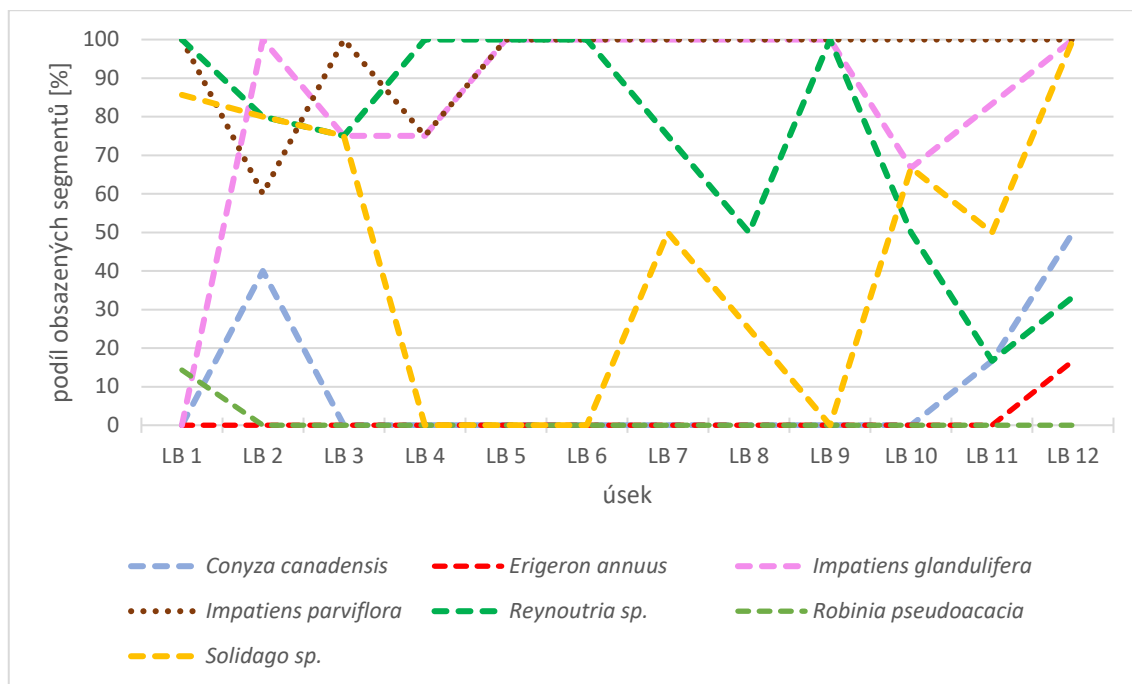
Příloha G 2 – Intenzita výskytu jednotlivých taxonů invazních neofytů v mapovaných pravobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020



Poznámka: intenzita výskytu – průměr z koeficientů vyjadřujících příslušnost ke kategorii početnosti druhů jednotlivých segmentů v úseku; do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

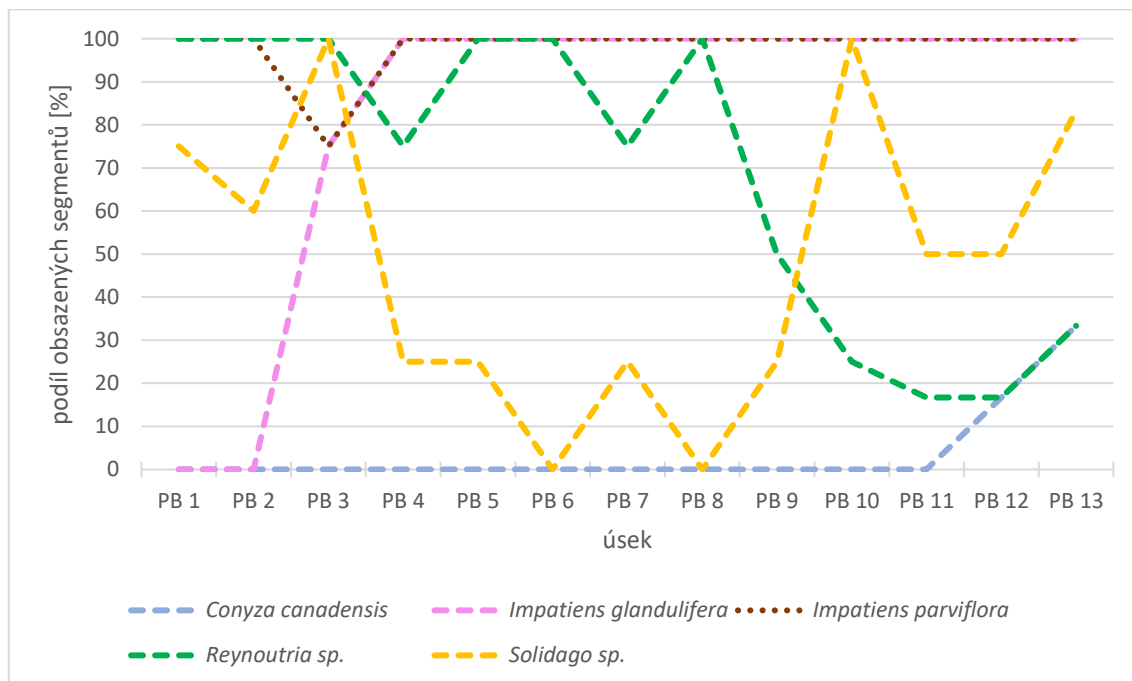
Příloha G 3 – Podíl segmentů obsazených jednotlivými taxony v mapovaných levobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020



Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

Příloha G 4 – Podíl segmentů obsazených jednotlivými taxony v mapovaných pravobřežních úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020

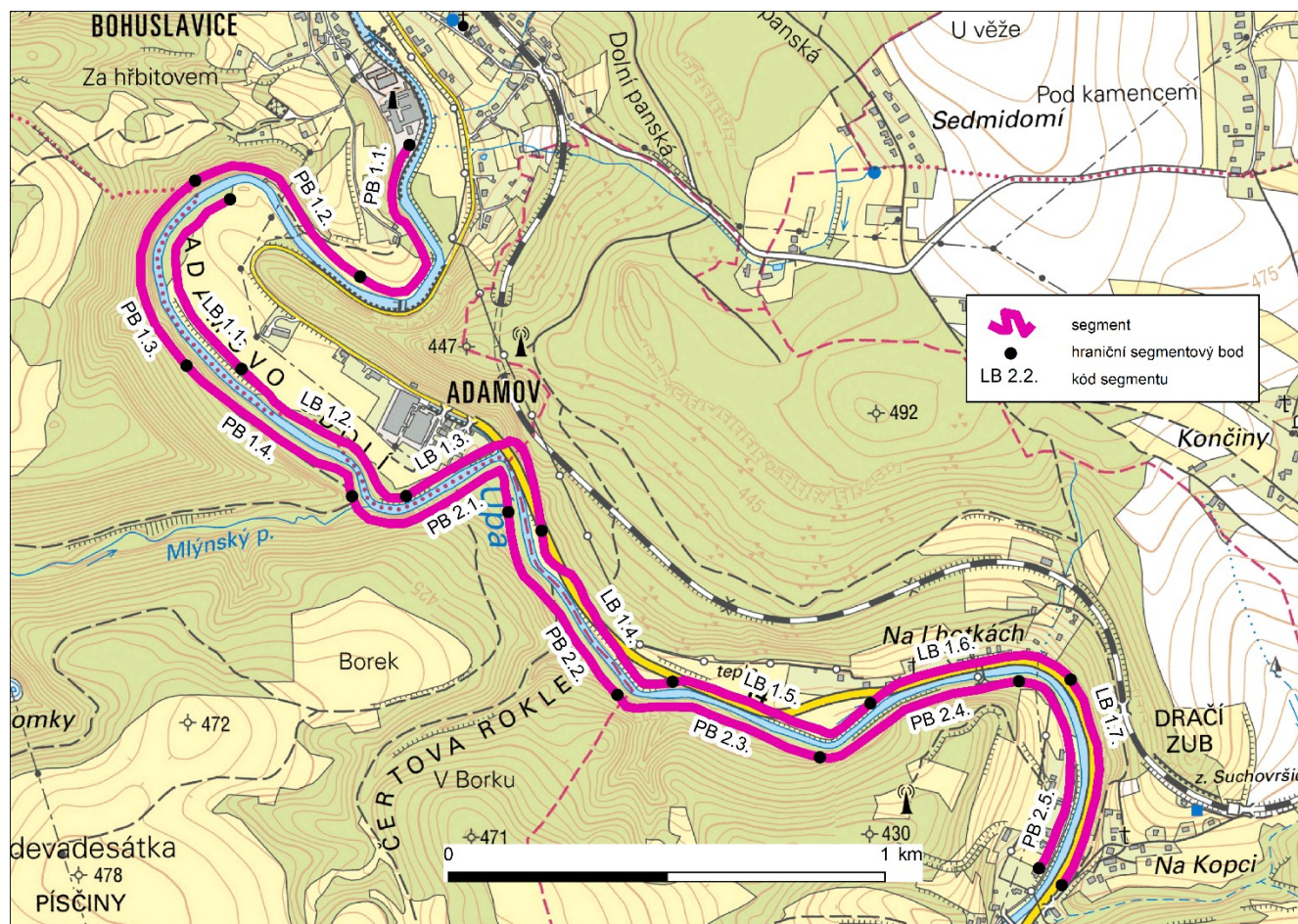


Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

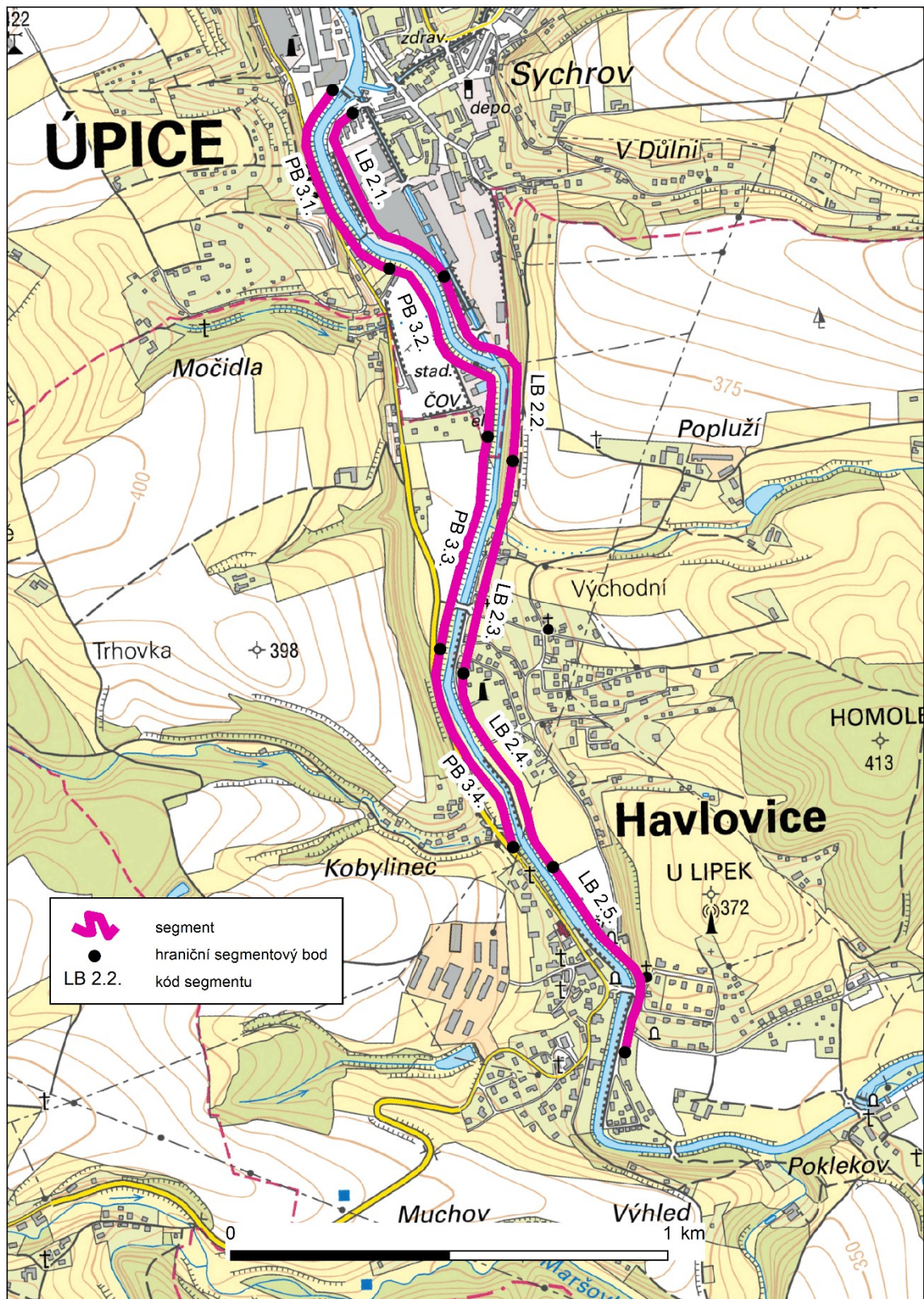
Mapy

Příloha M 1 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Bohuslavice–Suchovršíce)



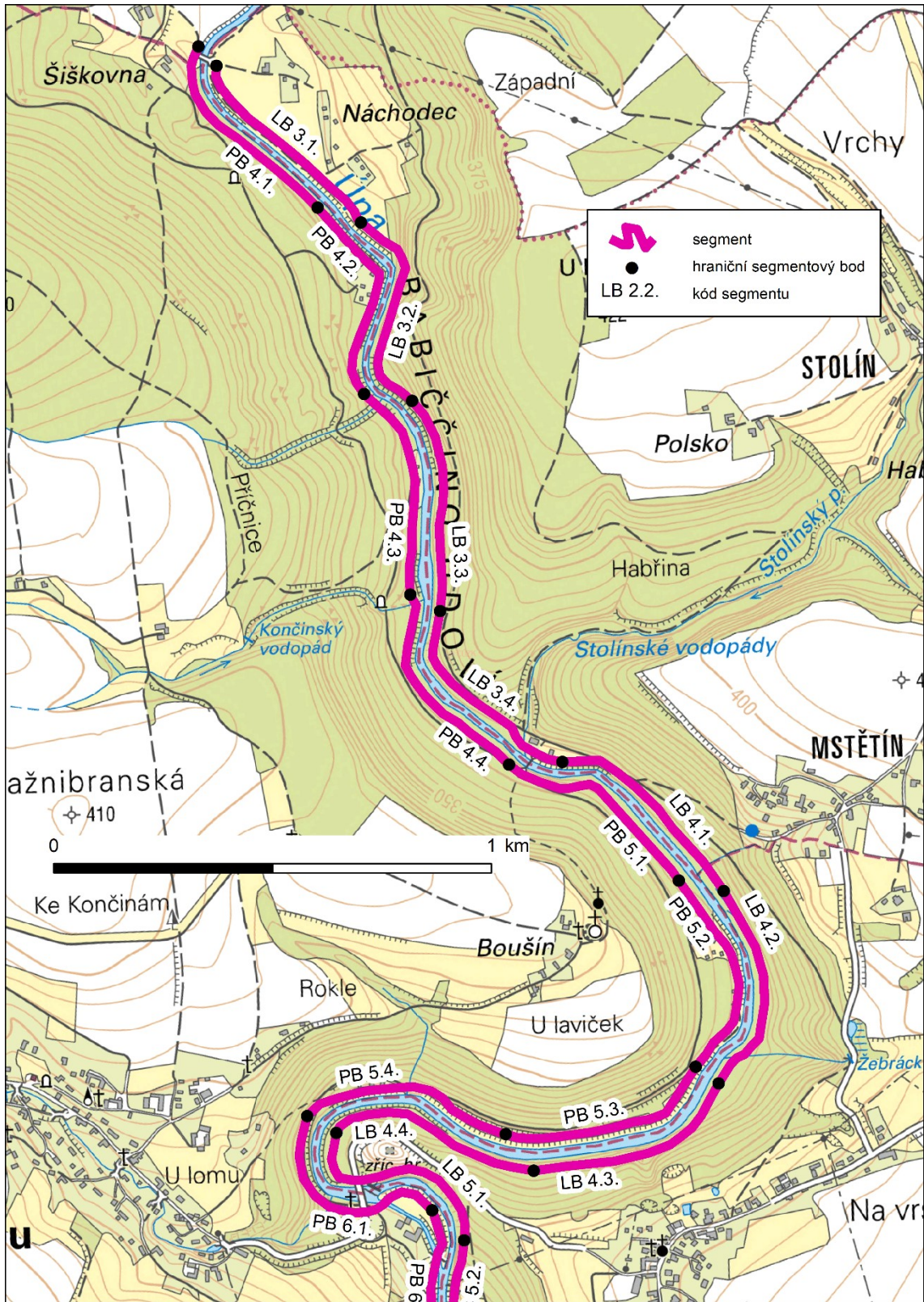
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 2 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Úpice–Havlovice)



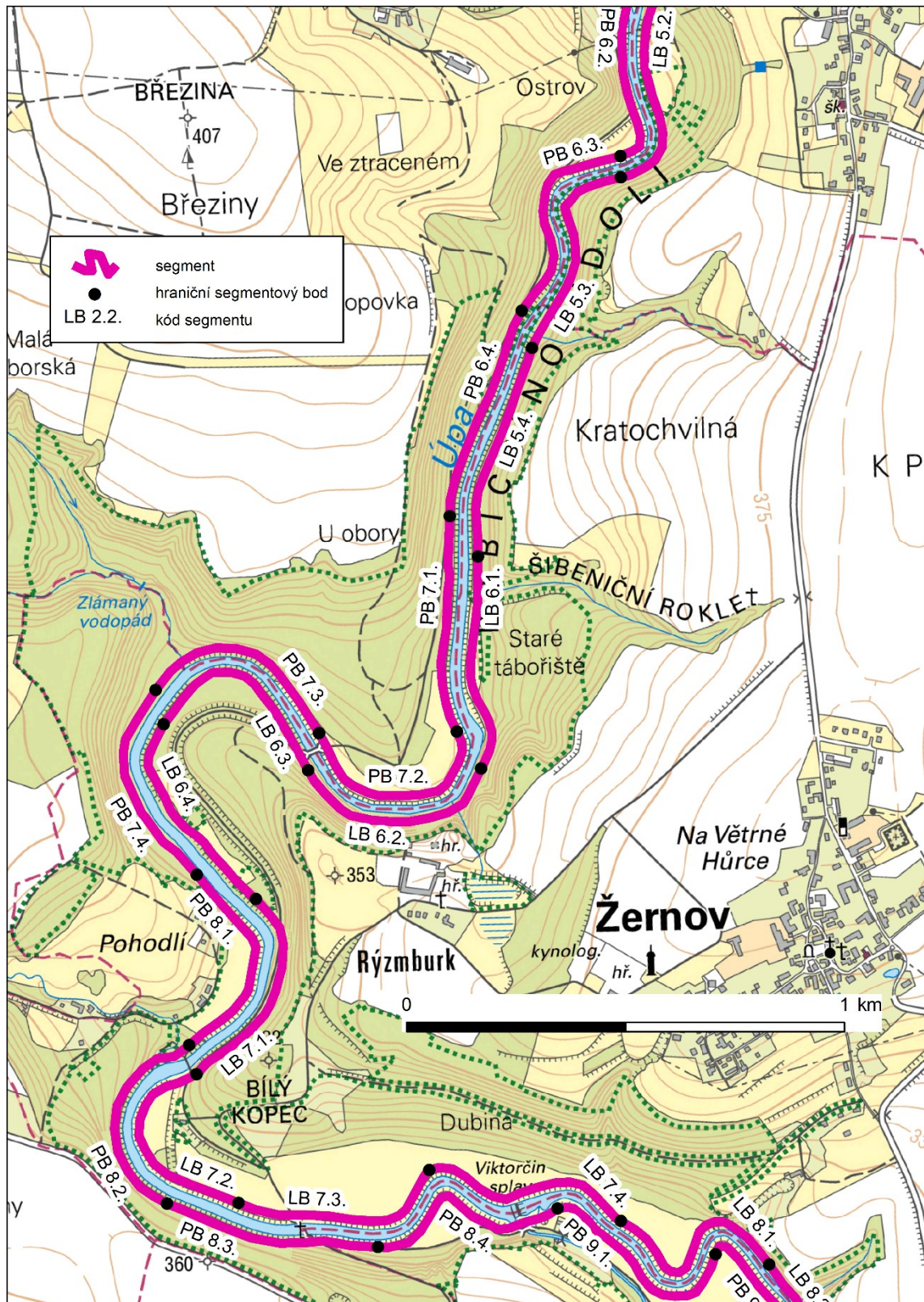
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 3 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Náchodec–Slatinský most)



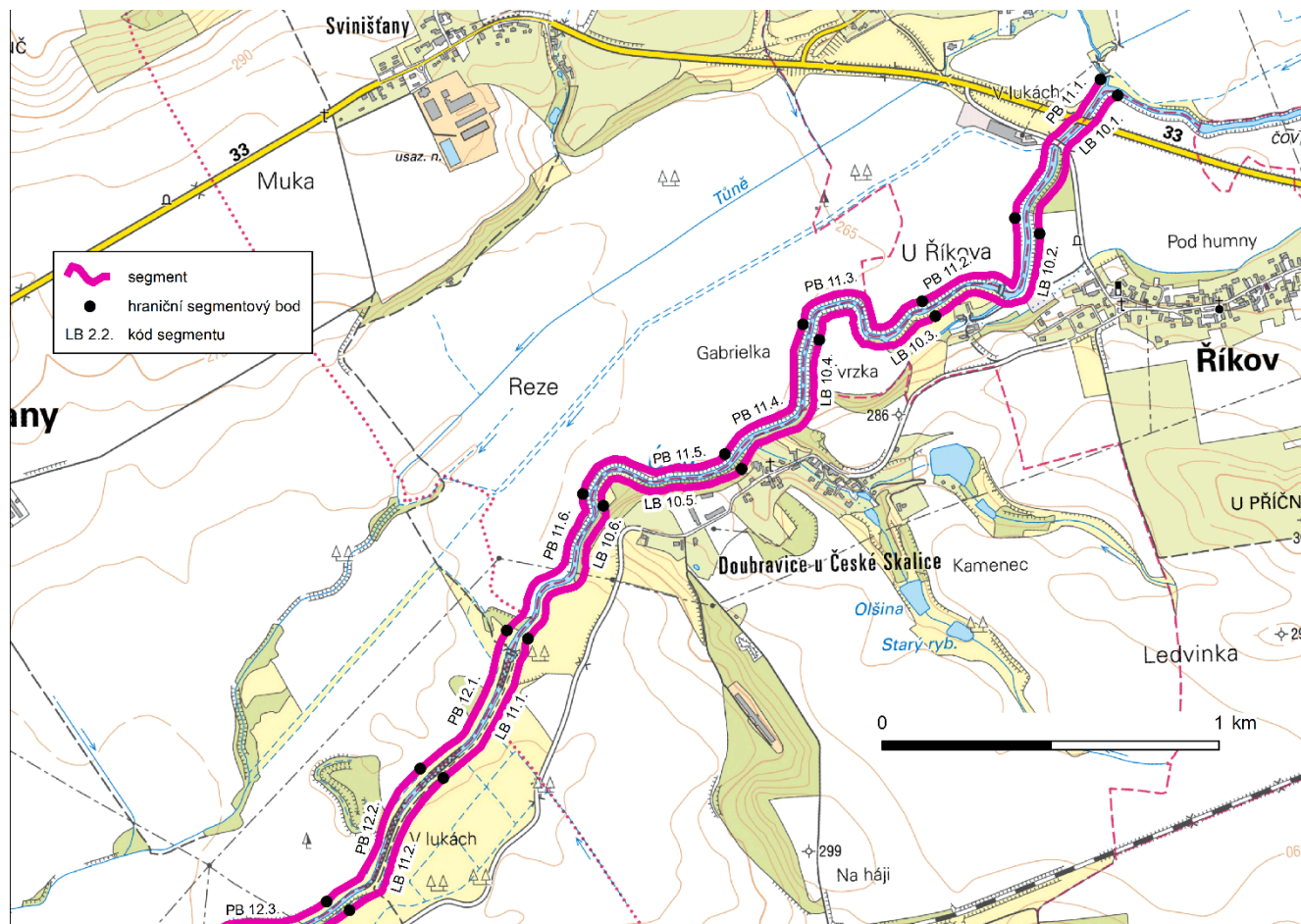
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 4 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Slatinský most–Ratibořice)



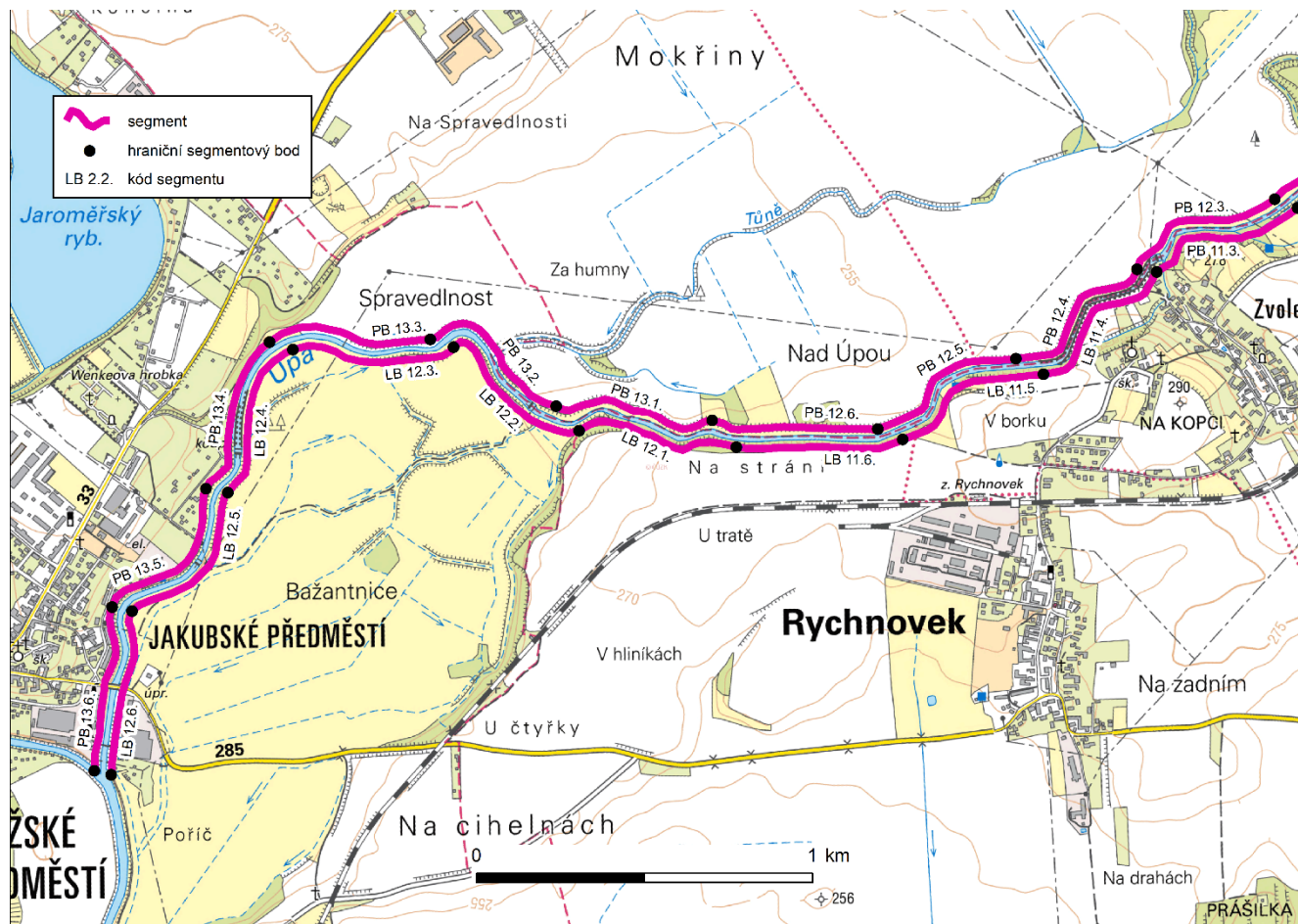
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 6 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Říkov–Zvole)



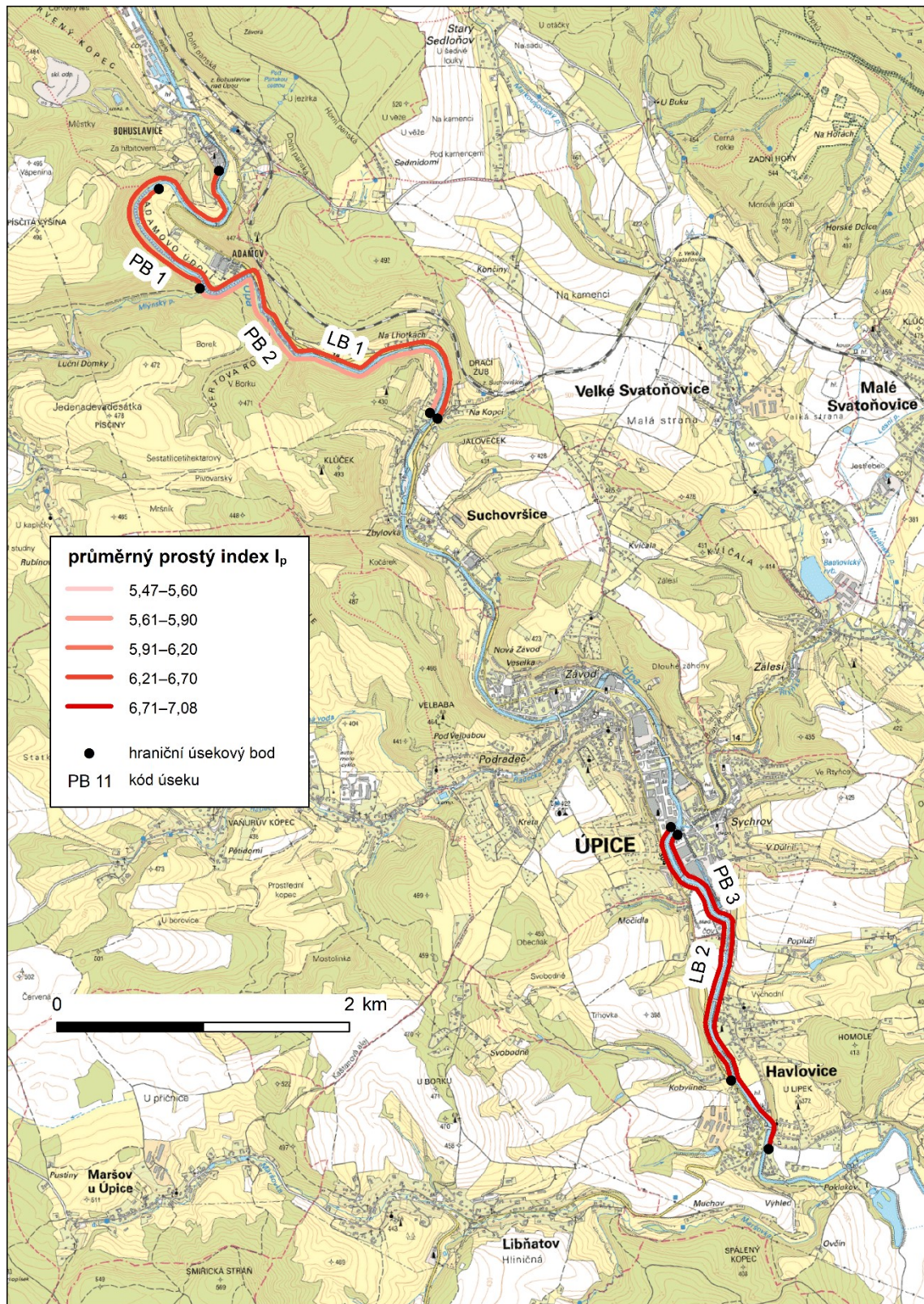
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 7 – Mapované segmenty břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Zvole–Jaroměř)



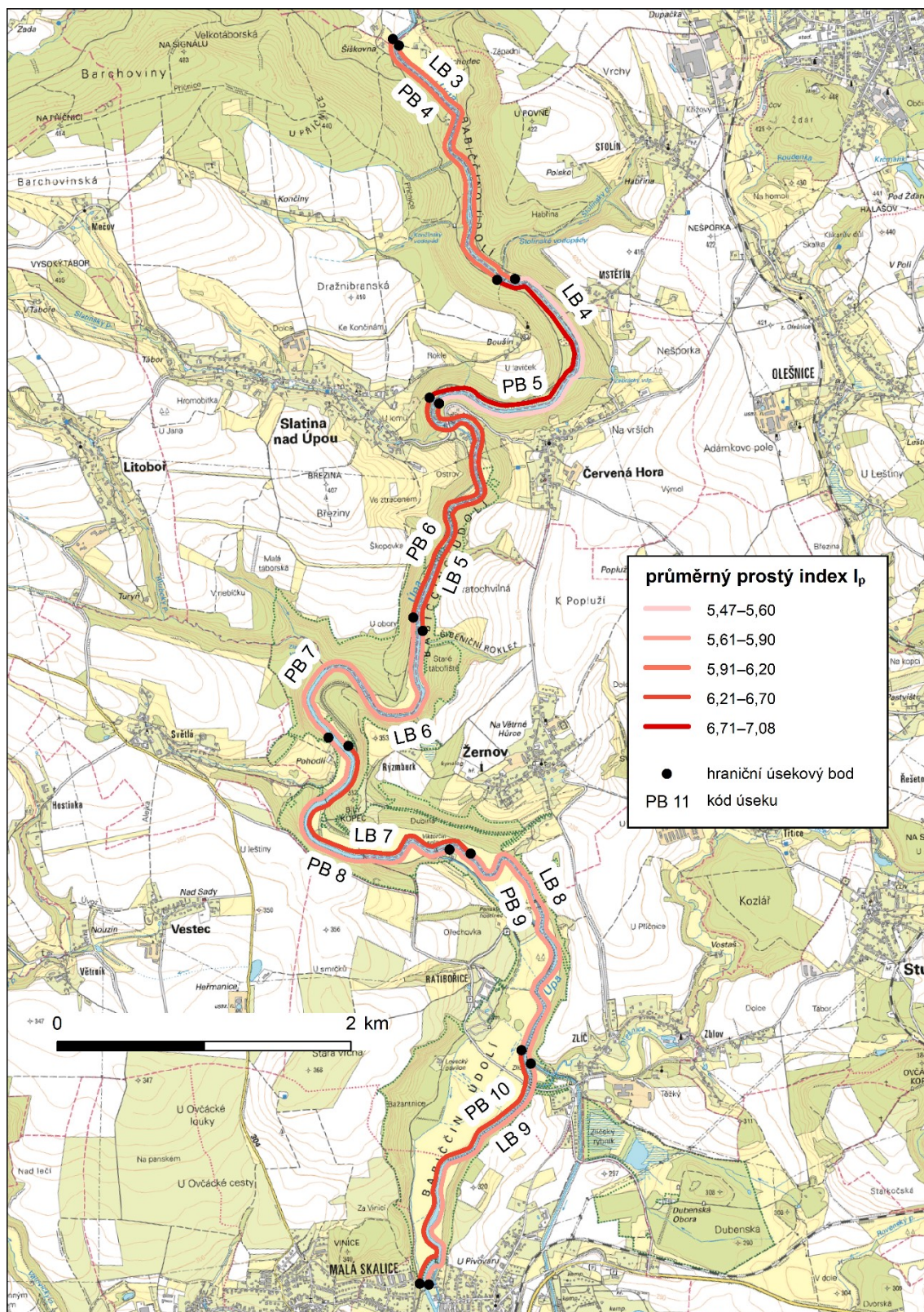
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 8 – Průměrný prostý index I_p v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Bohuslavice–Havlovice)



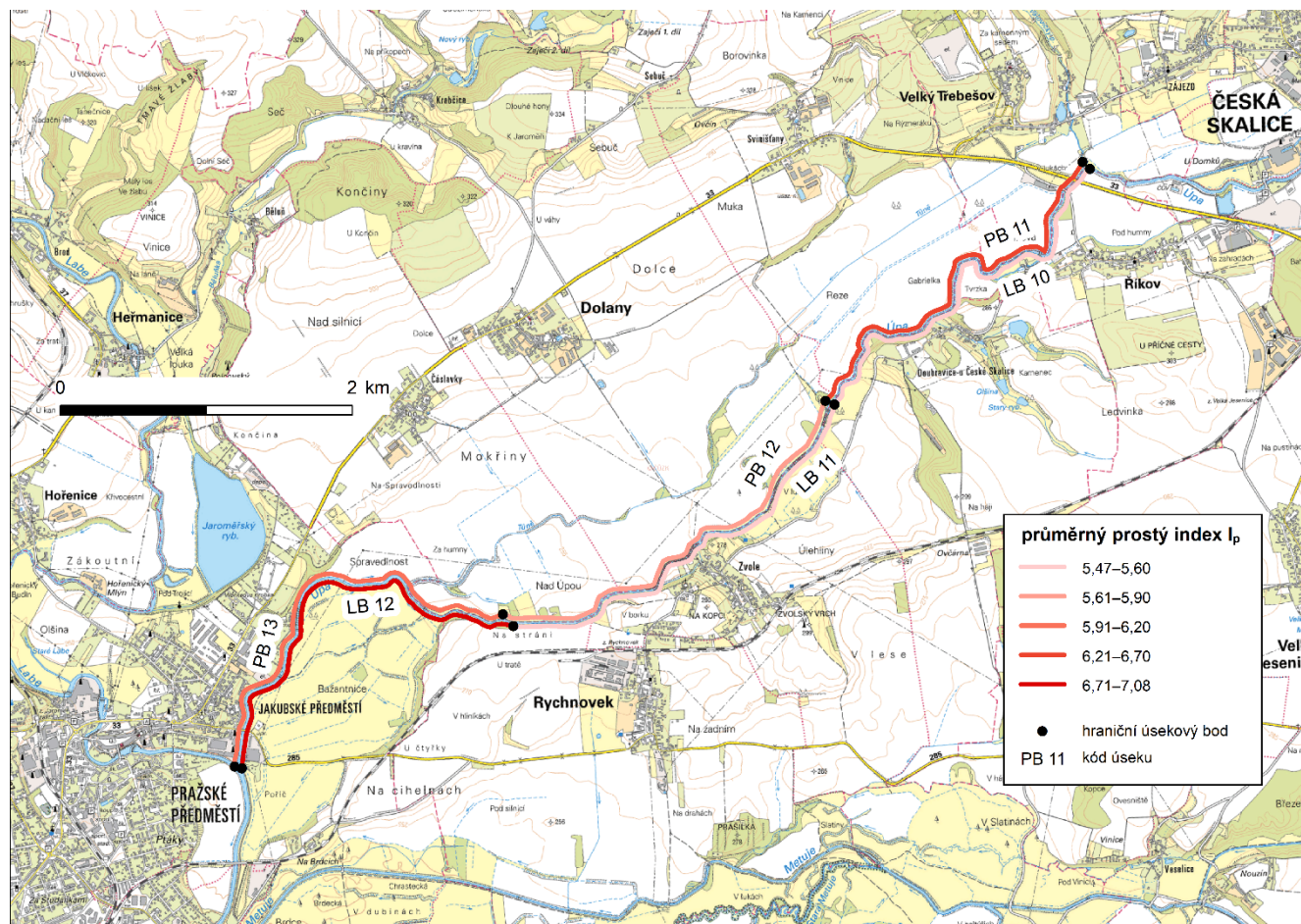
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 9 – Průměrný prostý index I_p v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Náchodec–Česká Skalice)



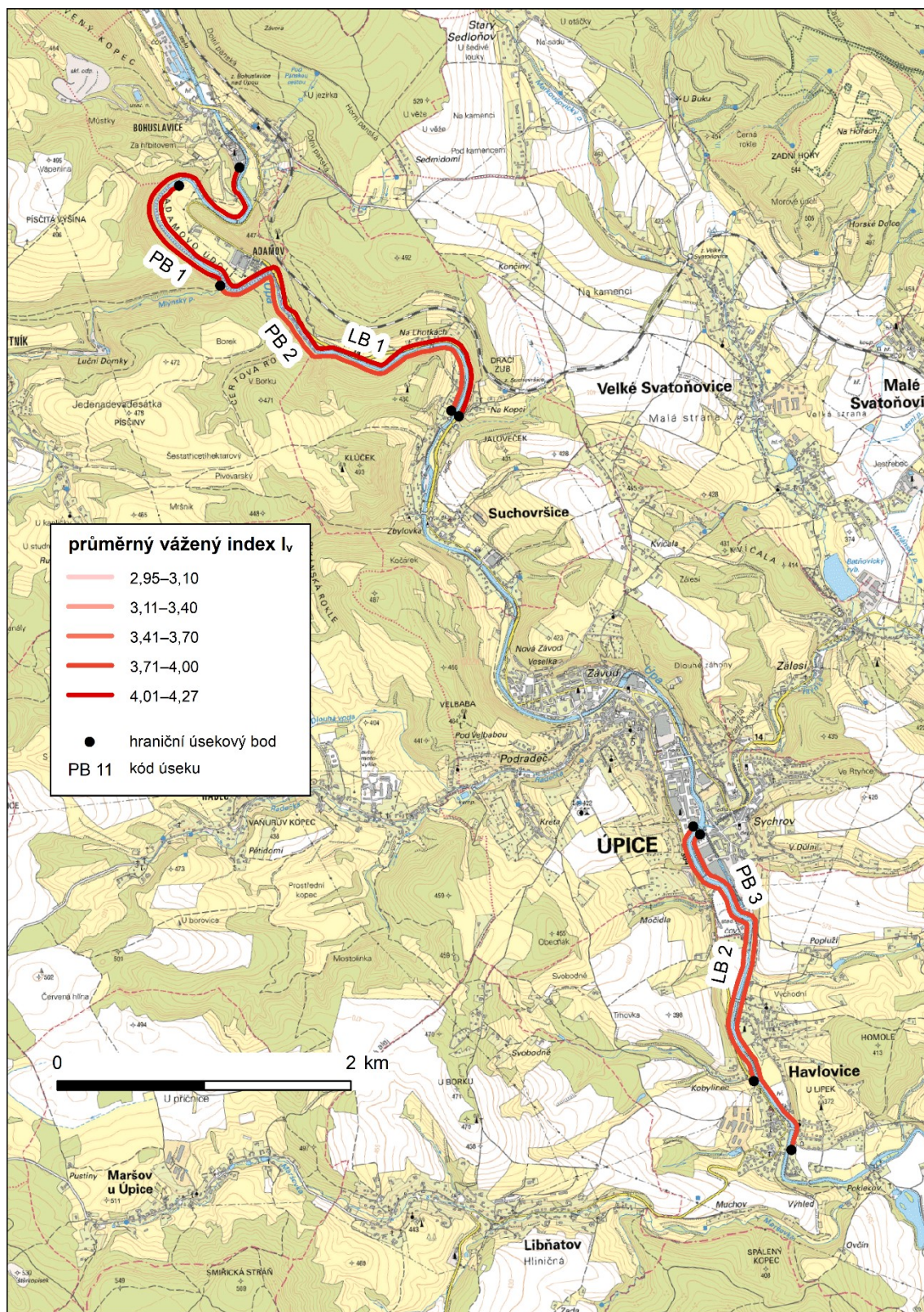
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 10 – Průměrný prostý index I_p v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Říkov–Jaroměř)



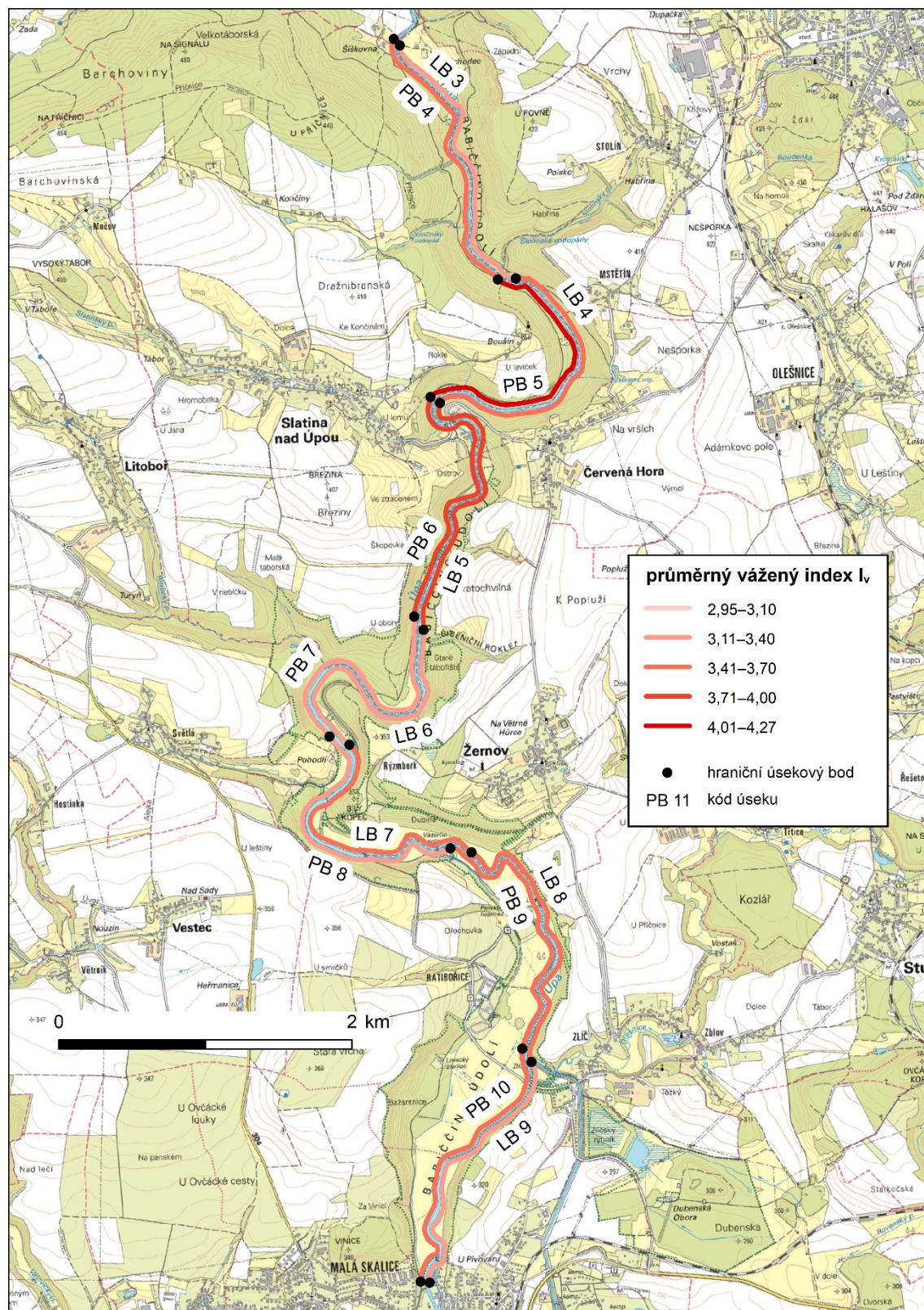
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 11 – Průměrný vážený index I_v v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Bohuslavice–Havlovice)



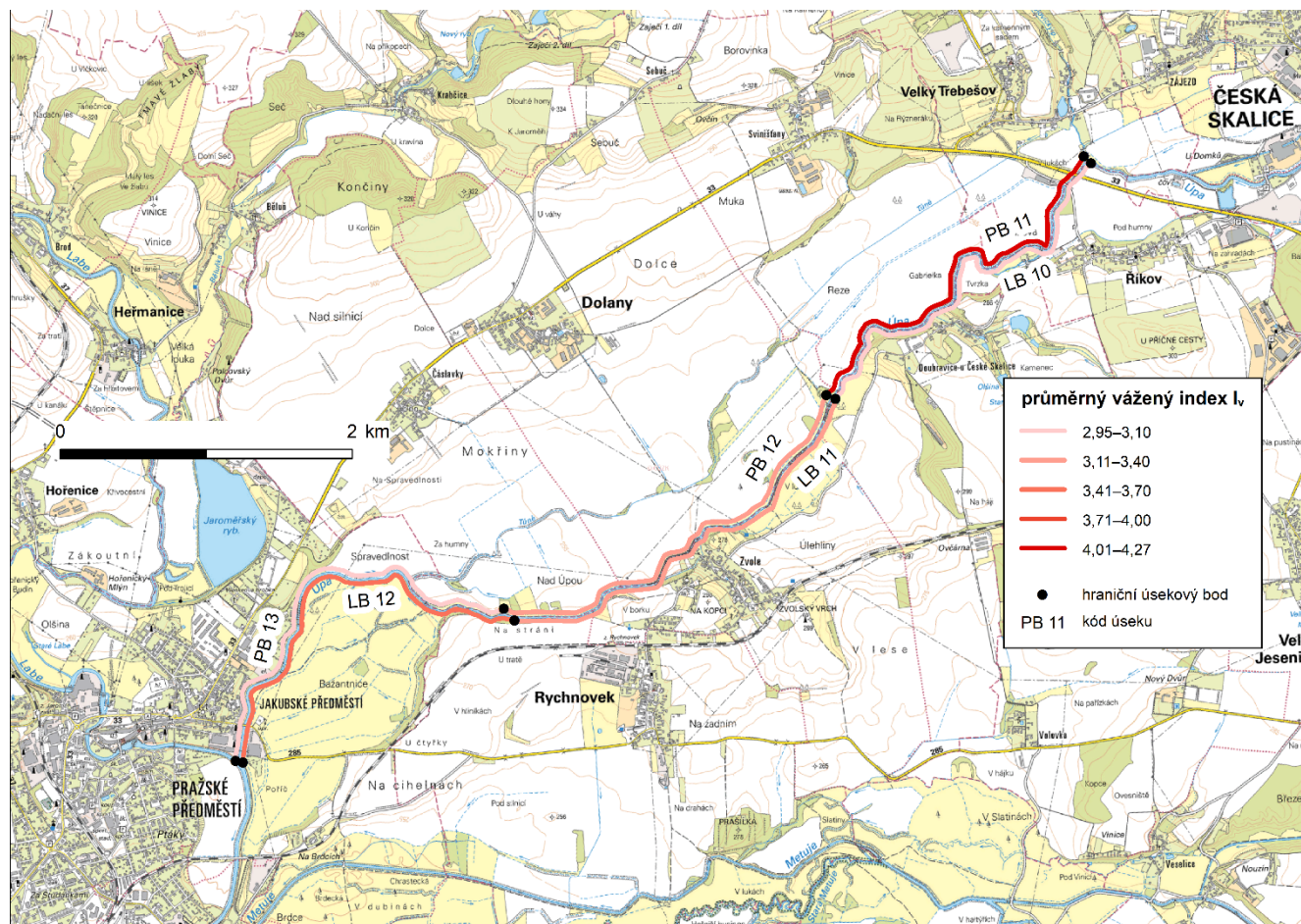
Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 12 – Průměrný vážený index I_v v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Náchodec–Česká Skalice)



Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Příloha M 13 – Průměrný vážený index I, v mapovaných úsecích břehové vegetace Úpy v roce 2020 (Říkov–Jaroměř)



Zdroj: vlastní mapování; ČÚZK (2019)

Tabulky

Příloha T 1 – Koefficienty vyjadřující početnost taxonů invazních neofytů vyskytujících se v mapovaných levobřežních segmentech břehové vegetace Úpy v roce 2020

úsek	segment	kilometráž [řkm]	<i>Coryza canadensis</i>	<i>Erigeron annuus</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Reynoutria sp.</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Solidago sp.</i>
LB 1	LB 1.1.	40,0–39,5				3	4		3
	LB 1.2.	39,5–39,0				3	4		4
	LB 1.3.	39,0–38,5				3	4		4
	LB 1.4.	38,5–38,0				3	4		3
	LB 1.5.	38,0–37,5				4	3	1	2
	LB 1.6.	37,5–37,0				3	3		2
	LB 1.7.	37,0–36,5					3		
LB 2	LB 2.1.	31,9–31,4	3		2		4		3
	LB 2.2.	31,4–30,9			3		4		3
	LB 2.3.	30,9–30,4			2	3	3		
	LB 2.4.	30,4–29,9			3	3	3		3
	LB 2.5.	29,9–29,4	2		2	2			3
LB 3	LB 3.1.	26,6–26,1			2	3	3		3
	LB 3.2.	26,1–25,6			2	3	3		3
	LB 3.3.	25,6–25,1			2	2			
	LB 3.4.	25,1–24,6				3	3		2
LB 4	LB 4.1.	24,6–24,1			3		3		
	LB 4.2.	24,1–23,6				2	3		
	LB 4.3.	23,6–23,1			3	3	3		
	LB 4.4.	23,1–22,6			2	3	3		
LB 5	LB 5.1.	22,6–22,1			3	4	3		
	LB 5.2.	22,1–21,6			3	3	3		
	LB 5.3.	21,6–21,1			3	3	3		
	LB 5.4.	21,1–20,6			3	3	3		
LB 6	LB 6.1.	20,6–20,1			2	3	1		
	LB 6.2.	20,1–19,6			3	3	3		
	LB 6.3.	19,6–19,1			2	3	2		
	LB 6.4.	19,1–18,6			2	2	3		
LB 7	LB 7.1.	18,6–18,1			2	3	2		
	LB 7.2.	18,1–17,6			3	3	2		
	LB 7.3.	17,6–17,1			3	3	2		2
	LB 7.4.	17,1–16,6			3	3			3
LB 8	LB 8.1.	16,6–16,1			3	3			3
	LB 8.2.	16,1–15,6			3	3			
	LB 8.3.	15,6–15,1			3	3	2		

úsek	segment	kilometráž [řkm]	<i>Coryza canadensis</i>	<i>Erigeron annuus</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Reynoutria sp.</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Solidago sp.</i>
	LB 8.4.	15,1–14,6			3	3	3		
LB 9	LB 9.1.	14,6–14,1			3	2	2		
	LB 9.2.	14,1–13,6			2	3	1		
	LB 9.3.	13,6–13,1			3	3	3		
	LB 9.4.	13,1–12,6			3	2	2		
LB 10	LB 10.1.	9,0–8,5			3	3	2		3
	LB 10.2.	8,5–8,0			3	3	2		
	LB 10.3.	8,0–7,5			3	3	2		2
	LB 10.4.	7,5–7,0				2			
	LB 10.5.	7,0–6,5				3			2
	LB 10.6.	6,5–6,0			2	2			2
LB 11	LB 11.1.	6,0–5,5			3	2			3
	LB 11.2.	5,5–5,0			2	3			3
	LB 11.3.	5,0–4,5	2		3	3			2
	LB 11.4.	4,5–4,0			3	3	2		
	LB 11.5.	4,0–3,5			2	2			
	LB 11.6.	3,5–3,0				3			
LB 12	LB 12.1.	3,0–2,5			2	3	2		2
	LB 12.2.	2,5–2,0	2		2	3			3
	LB 12.3.	2,0–1,5			2	1			4
	LB 12.4.	1,5–1,0	3	2	2	2			3
	LB 12.5.	1,0–0,5			2	2			3
	LB 12.6.	0,5–0,0	3		2	2	2		3

Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

Příloha T 2 – Koefficienty vyjadřující početnost taxonů invazních neofytů vyskytujících se v mapovaných pravobřežních segmentech břehové vegetace Úpy v roce 2020

úsek	segment	kilometráž [řkm]	<i>Conyza canadensis</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Reynoutria sp.</i>	<i>Solidago sp.</i>
PB 1	PB 1.1.	41,0–40,5			3	4	
	PB 1.2.	40,5–40,0			3	4	4
	PB 1.3.	40,0–39,5			3	3	1
	PB 1.4.	39,5–39,0			3	4	3
PB 2	PB 2.1.	39,0–38,5			3	4	2
	PB 2.2.	38,5–38,0			3	3	
	PB 2.3.	38,0–37,5			2	3	
	PB 2.4.	37,5–37,0			3	4	3
	PB 2.5.	37,0–36,5			3	2	2
PB 3	PB 3.1.	31,9–31,4		3		3	3
	PB 3.2.	31,4–30,9		3	3	3	3
	PB 3.3.	30,9–30,4		3	2	3	3
	PB 3.4.	30,4–29,9		3	3	3	2
PB 4	PB 4.1.	26,6–26,1		2	4	3	
	PB 4.2.	26,1–25,6		1	3		
	PB 4.3.	25,6–25,1			4	2	2
	PB 4.4.	25,1–24,6		3	2	2	
PB 5	PB 5.1.	24,6–24,1		2	3	3	
	PB 5.2.	24,1–23,6		3	4	3	
	PB 5.3.	23,6–23,1		3	3	3	
	PB 5.4.	23,1–22,6		4	4	4	3
PB 6	PB 6.1.	22,6–22,1		3	3	3	
	PB 6.2.	22,1–21,6		3	3	3	
	PB 6.3.	21,6–21,1		3	4	3	
	PB 6.4.	21,1–20,6		3	3	3	
PB 7	PB 7.1.	20,6–20,1		3	3	1	
	PB 7.2.	20,1–19,6		3	4		3
	PB 7.3.	19,6–19,1		2	2	2	
	PB 7.4.	19,1–18,6		2	2	2	
PB 8	PB 8.1.	18,6–18,1		3	3	2	
	PB 8.2.	18,1–17,6		3	2	1	
	PB 8.3.	17,6–17,1		2	3	2	
	PB 8.4.	17,1–16,6		3	3	2	
PB 9	PB 9.1.	16,6–16,1		3	3		3
	PB 9.2.	16,1–15,6		3	2	2	
	PB 9.3.	15,6–15,1		3	3	2	

úsek	segment	kilometráž [řkm]	<i>Conyza canadensis</i>	<i>Impatiens glandulifera</i>	<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Reynoutria sp.</i>	<i>Solidago sp.</i>
	PB 9.4.	15,1–14,6		3	3		
PB 10	PB 10.1.	14,6–14,1		3	2		2
	PB 10.2.	14,1–13,6		3	3	1	3
	PB 10.3.	13,6–13,1		3	3		2
	PB 10.4.	13,1–12,6		3	3		2
PB 11	PB 11.1.	9,0–8,5		3	4		2
	PB 11.2.	8,5–8,0		3	4		
	PB 11.3.	8,0–7,5		2	4		2
	PB 11.4.	7,5–7,0		2	4	2	
	PB 11.5.	7,0–6,5		2	4		
	PB 11.6.	6,5–6,0		3	4		3
PB 12	PB 12.1.	6,0–5,5		2	3		3
	PB 12.2.	5,5–5,0		1	3		
	PB 12.3.	5,0–4,5	2	2	3		3
	PB 12.4.	4,5–4,0		2	3		3
	PB 12.5.	4,0–3,5		2	3	2	
	PB 12.6.	3,5–3,0		1	3		
PB 13	PB 13.1.	3,0–2,5		2	3	1	2
	PB 13.2.	2,5–2,0	2	1	3		2
	PB 13.3.	2,0–1,5		2	2	2	2
	PB 13.4.	1,5–1,0		2	2		2
	PB 13.5.	1,0–0,5		2	1		
	PB 13.6.	0,5–0,0	3	2	2		3

Poznámka: do vyhodnocení nejsou zahrnuty nezaznamenané taxony

Zdroj: vlastní mapování

Fotografie

Příloha F 1 – Porost *Reynoutria sp.* při konci areálu podniku KARA v Bohuslavicích (segment PB 1.1.)



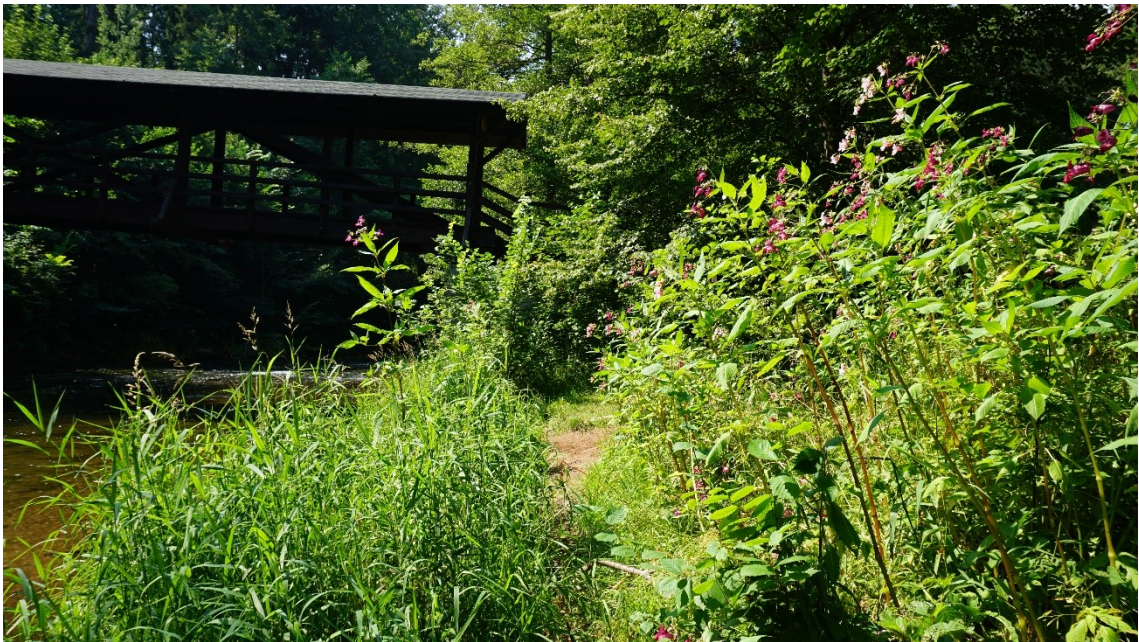
Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 2 – Porost *Reynoutria sp.* při areálu podniku JUTA v Úpici (segment LB 2.1.)



Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 3 – Porost *Impatiens glandulifera* u Boušínské lávky (segment LB 4.1.)



Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 4 – Porost *Impatiens parviflora* u Červeného mostu (segment LB 6.3.)



Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 5 – Charakter břehové vegetace blízko meandru pod Rýzmburkem (segment LB 6.4.)



Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 6 – Porosty *Impatiens parviflora* u Říkova (segmenty LB 10.3. a PB 11.3. (blíže))



Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 7 – Porost *Solidago sp.* u Zvole (segment PB 12.3.)



Zdroj: vlastní snímek

Příloha F 8 – Porost *Impatiens glandulifera* při soutoku Labe (vlevo) a Úpy (vpravo) (segment LB 12.6.)



Zdroj: vlastní snímek