

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra aplikované ekologie



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

**Nepůvodní druhy rostlin a návrh
managementu jejich likvidace podél
významných vodních toků v národním
parku České Švýcarsko**

Bakalářská práce

Autorka práce: Vendula Teringlová

Vedoucí práce: Ing. Martin Vojík, Ph.D.

2025

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Vendula Teringlová

Krajinářství

Název práce

Nepůvodní druhy rostlin a návrh managementu jejich likvidace podél významných vodních toků v národním parku České Švýcarsko

Název anglicky

Alien plant species and proposal for their elimination management along significant watercourses in the České Švýcarsko National Park

Cíle práce

- Hlavním cílem je zmapování aktuálního rozšíření nepůvodních a invazních druhů rostlin v blízkém okolí významných toků NP České Švýcarsko.
- V rámci studovaného území sestavit strategický plán likvidací nepůvodních a invazních druhů rostlin.
- Návrh plánu založit na stávajících metodických postupech a získaných datech o výskytech nepůvodních druhů na území NP.
- Předložit variantní řešení managementu prioritních druhů nepůvodních rostlin včetně návrhu konkrétních metod pro jejich likvidaci.

Metodika

Na vybraném území budou terénně zmapovány výskyty nepůvodních druhů rostlin. Mapování bude prováděno terénním průzkumem, kde jednotlivé nálezy budou ukládány ve formátu shp do mobilní aplikace ArcGIS Field Maps. Data z mapování, výsledná prioritizace zásahů a z ní vycházející strategický plán, včetně postupu likvidací směřujících k potlačení zjištěných invazí, budou následně poskytnuty příslušnému orgánu ochrany přírody.

Doporučený rozsah práce

30 – 40 stránek, 2 mapy

Klíčová slova

Invaze, nepůvodní druhy, mapování, likvidace, management IAS

Doporučené zdroje informací

BERCHOVÁ BÍMOVÁ, Kateřina, Martina KADLECOVÁ a Martin VOJÍK, 2019: Hodnocení efektivity likvidace invazních druhů rostlin, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita. Praha.

PYŠEK, Petr, Jiří SÁDLO, Jindřich CHRTEK, Milan CHYTRÝ, Zdeněk KAPLAN, Jan PERGL, Adéla POKORNÁ, Irena AXMANOVÁ, Jan ČUDA, Jan DOLEŽAL, Pavel DŘEVOJAN, Martin HEJDA, Petr KOČÁR, Alessandra KORTZ, Zdeňka LOSOSOVÁ, Pavel LUSTYK, Hana SKÁLOVÁ, Kateřina ŠTAJEROVÁ, Martin VEČEŘA, Michaela VÍTKOVÁ, Jan WILD a Jiří DANIHELKA, 2022. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition). Preslia 94, 447 – 577.

PYŠEK, Petr, Milan CHYTRÝ, Petr PERGL, Jiří SÁDLO a Jan WILD, 2012. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. Preslia 84, 575 – 629.

VOJÍK, Martin, Alice HAVELDOVÁ, Karel CHOBOT, Jan PERGL a Jiří SÁDLO, 2024. Metodika síťového mapování nepůvodních a invazních druhů rostlin na území České republiky (verze 1.7. AOPK ČR.

VOJÍK, Martin, Martina KADLECOVÁ, David PETRUS, Daniela STEINBACHOVÁ, Pavlína HAKROVÁ, Robert STEJSKAL, Tomáš GÖRNER, Jan PERGL, Irena PERGLOVÁ a Kateřina BERCHOVÁ BÍMOVÁ, 2024. Metodika managementu likvidace nepůvodních a invazních rostlin.

Předběžný termín obhajoby

2025/26 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Martin Vojík, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 22. 06. 2025

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 26. 08. 2025

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 18. 02. 2026

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Nepůvodní druhy rostlin a návrh managementu jejich likvidace podél významných vodních toků v národním parku České Švýcarsko vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne

Podpis

Poděkování

Ráda bych vyjádřila upřímné poděkování vedoucímu mé práce, panu Ing. Martinu Vojíkovi, Ph.D., za odborné vedení, cenné rady a trpělivost, kterou mi v průběhu zpracování práce věnoval.

Zvláštní poděkování patří mému příteli, který se mnou trávil dny v terénu a významně mi pomohl s mapováním vybraných lokalit. V neposlední řadě děkuji své rodině a přátelům za jejich podporu a povzbuzení, kterého se mi po celou dobu studia i během přípravy této práce dostávalo.

Abstrakt

Práce se věnuje problematice nepůvodních a invazních druhů rostlin v národním parku České Švýcarsko. Hlavním cílem práce bylo provést podrobné mapování aktuálního rozšíření vybraných nepůvodních taxonů podél vodních toků jakožto klíčových transportních koridorů. Na základě získaných dat bylo cílem navrhnout strategický plán diferencovaného managementu. Zájmové území zahrnuje ripariální zóny a nivy podél významných toků v severovýchodní části národního parku, konkrétně v okolí Křinice a Brtnického potoka. V rámci metodických postupů byla využita kombinace terénního šetření a pokročilého zpracování dat v prostředí geografických informačních systémů. Terénní mapování probíhalo v přímé návaznosti na mezinárodní projekt IDEAL (Importance of water eDucation in EuropeAn elbe/Labe region). Sběr dat byl realizován pomocí GPS lokalizace nálezů, přičemž byla zaznamenávána poloha, rozsah a hustota populací sledovaných taxonů. Následná analýza v programu ArcGIS Pro umožnila vizualizaci ohnisek invaze a přesný výpočet zasažených ploch, které sloužily jako podklad pro ekonomickou kalkulaci nákladů na eradikaci dle aktuálních sazebníků Ministerstva životního prostředí. Mezi hlavní výsledky práce patří identifikace kritických ohnisek nepůvodních a invazních taxonů, zejména borovice vejmutovky, netýkavky žláznaté a dubu červeného. Výsledky mapování potvrzují, že kriticky zasaženou oblastí je zejména příhraniční úsek Křinice. Vzhledem k vysoké abundanci invazních populací v této lokalitě je nezbytná urgentní přeshraniční koordinace managementu, která zajistí kontinuitu a efektivitu zásahů na obou stranách státní hranice. Přínos práce spočívá v aktualizaci datové základny o výskyty nepůvodních druhů v dosud systematicky nemapovaných úsecích toků. Navržený strategický plán managementu poskytuje Správě NP České Švýcarsko dvě konkrétní variantní řešení likvidací, která propojují teoretické modely prioritizace s reálnými možnostmi financování a celkovými limity studované oblasti.

Klíčová slova: invaze, nepůvodní druhy, mapování, likvidace, management IAS

Abstract

This thesis focuses on the issue of non-native and invasive plant species in the České Švýcarsko National Park. The main objective was to conduct detailed mapping of the current distribution of selected invasive taxa along watercourses as key transport corridors. Based on the data obtained, the aim was to propose a strategic plan for differentiated management. The area of interest includes riparian zones and floodplains of significant watercourses in the northeastern part of the national park, specifically the Křinice and Brtnický potok. The methodological procedures involved a combination of field surveys and advanced data processing in a Geographic Information System environment. Field mapping was carried out in direct connection with the international IDEAL project (Importance of water eDucation in EuropeAn elbe/Labe region). Data collection was performed using GPS localization of findings, recording the position, extent, and density of the monitored taxa populations. Subsequent analysis in ArcGIS Pro enabled the visualization of invasion hotspots and the precise calculation of affected areas, which served as a basis for the economic calculation of eradication costs according to the current price lists of the Ministry of the Environment.

The main results of the work include the identification of critical hotspots of non-native and invasive taxa, particularly Eastern white pine, Himalayan balsam, and Northern red oak. The mapping results confirm that the border section of the Křinice is a critically affected area. Given the high abundance of invasive populations in this locality, urgent cross-border management coordination is essential to ensure the continuity and effectiveness of interventions on both sides of the national border. The contribution of this work lies in updating the database of non-native species occurrences in sections of watercourses that had not yet been systematically mapped. The proposed strategic management plan provides the České Švýcarsko National Park Administration with two specific alternative solutions for eradication, linking theoretical prioritization models with realistic funding possibilities and the overall limits of the study area

Key words: invasion, alien species, mapping, elimination management, management of IAS

Obsah

1	Úvod.....	10
2	Cíle práce.....	12
3	Biologické invaze.....	13
3.1	Rostlinné invaze	14
4	Invazní druhy rostlin v České republice.....	17
4.1	Legislativní úprava	17
4.2	Dopady nepůvodních a invazních druhů.....	18
5	Problémové nepůvodní taxony NP České Švýcarsko	21
5.1	Rod zlatobýl (<i>Solidago</i> spp.).....	21
5.2	Netýkavka žláznatá (<i>Impatiens glandulifera</i>)	22
5.3	Borovice vejmutovka (<i>Pinus strobus</i>).....	24
5.4	Janovec metlatý (<i>Cytisus scoparius</i>).....	27
5.5	Pámelník bílý (<i>Symphoricarpos albus</i>).....	28
5.6	Rod křídlatka (<i>Reynoutria</i> spp.).....	30
5.7	Kolotočník ozdobný (<i>Telekia speciosa</i>)	33
5.8	Dub červený (<i>Quercus rubra</i>)	34
6	Management.....	36
6.1	Metody managementu	37
6.1.1	Chemické metody.....	37
6.1.2	Mechanické metody	38
6.2	Metody likvidace vybraných invazních taxonů	39
7	Metodika.....	44
7.1	Zájmové území.....	44
7.1.1	Národní park České Švýcarsko	45
7.1.2	Křínice a Brtnický potok	46
7.2	Terénní sběr dat	48
7.3	Zpracování dat.....	49
8	Výsledky a diskuse.....	51
8.1	Prioritizace a likvidace nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území.....	54

8.2	Finanční nákladnost likvidace nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území	58
9	Závěr	61
	Seznam literatury	63
	Přílohy	73

1 Úvod

Rostlinné invaze, způsobené šířením nepůvodních druhů do nových oblastí, představují spolu se znečištěním, změnou klimatu a fragmentací stanovišť jeden z nejzávažnějších environmentálních problémů současného globalizovaného světa (Millennium Ecosystem Assessment 2005; IPBES 2019). Hlavním negativním důsledkem tohoto procesu je ohrožení biologické rozmanitosti a postupná homogenizace flóry (Pergl et al. 2025; Pergl 2008; European Commission 2025). Vedle ekologických dopadů způsobují invazní rostliny také signifikantní ekonomické ztráty (Marková a Hejda 2011). Některé druhy navíc představují přímé riziko pro lidské zdraví, a to zejména produkcí alergenů nebo vyvoláváním fytotoxických reakcí (European Commission 2025). V chráněných územích, jako je národní park České Švýcarsko (NPČŠ), nabývá tato problematika na významu, neboť invazní procesy mohou přímo ohrožovat předměty ochrany a narušovat přirozené sukcesní pochody přítomných stanovišť (Härtel et al. 2015).

Práce se podrobně zabývá problematikou nepůvodních a invazních druhů podél významných vodních toků na území národního parku České Švýcarsko. Vodní toky obecně představují klíčové vektory šíření rostlinných druhů, neboť fungují jako efektivní koridory pro transport semen a vegetativních částí rostlin, čímž umožňují jejich rychlé šíření na velké vzdálenosti směrem po proudu. Specifická dynamika těchto stanovišť, spojená s častými disturbancemi a narušováním původního vegetačního krytu, navíc vytváří ideální podmínky pro uchycení a následnou invazi nepůvodních druhů do okolní krajiny (Richardson et al. 2007; Pyšek a Prach 1993).

Na území vybraného národního parku dosud nebyly nepůvodní a invazní druhy rostlin v okolí hlavních transportních koridorů systematicky mapovány. Tato práce se proto zaměřuje na podrobné mapování vybraných nepůvodních taxonů podél významných vodních toků v NPČŠ. Součástí výstupů je zhodnocení jejich současného rozšíření a návrh strategického plánu managementu vycházejícího ze získaných dat. Práce vznikla v přímé návaznosti na mezinárodní projekt IDEAL (Importance of water eDucation in EuropeAn elbe/Labe region), jehož hlavním cílem je prohloubení přeshraniční spolupráce v oblasti vodního hospodářství a harmonizace přístupů k ochraně vod mezi Českou republikou (ČR) a Saskem (IDEAL-SNCZ 2026). Získaná data o výskytech nepůvodních a invazních druhů rostlin v ripariálních zónách tak přispívají ke

globálním analýzám ekologického stavu povodí Labe a poskytují nezbytné podklady pro koordinovanou péči o krajinu v tomto příhraničním regionu.

2 Cíle práce

Cílem práce je zmapovat aktuální rozšíření nepůvodních a invazních druhů rostlin v blízkém okolí významných vodních toků na území národního parku České Švýcarsko. Na základě získaných dat o výskytu těchto druhů je dalším záměrem navrhnout strategický plán jejich likvidace v rámci studovaného území. Tento návrh má vycházet ze stávajících metodických postupů používaných v ochraně přírody a rozpracovat je do variantních řešení managementu prioritních nepůvodních druhů. Součástí cílů je rovněž předložit návrh konkrétních metod odstraňování cílových druhů s ohledem na ekologické a praktické podmínky národního parku.

3 Biologické invaze

Biologické invaze představují jednu z hlavních člověkem podmíněných změn životního prostředí, jež ze své podstaty narušují dosavadní řád, stabilitu ekosystémů a vedou k homogenizaci světové bioty (Pyšek 2018; Marková a Hejda 2011; Pyšek et al. 2022; Dogra et al. 2011). Za klíčovou hnací sílu tohoto procesu lze označit postneolitické působení člověka, jehož přičiněním se invazní druhy dostávají do nových oblastí (Marková a Hejda 2011; Pyšek et al. 2022). Prostřednictvím obchodu, cestování a dopravy tak člověk radikálně narušil miliony let se vyvíjející biogeografické bariéry, jako jsou oceány či pohoří, což vedlo k promíchání světové bioty v míře, která nemá v přirozených procesech obdobu (Pyšek 2018; Marková a Hejda 2011; Patoková et al. 2024).

Migrace organismů je přirozený proces, který na naší planetě probíhá od počátků evoluce. Je však nezbytné striktně rozlišovat mezi těmito spontánními migracemi, probíhajícími v dlouhých geologických časových škálách, a invazemi zprostředkovanými člověkem, které se vyznačují mnohonásobně vyšší rychlostí (Dogra et al. 2011; Marková a Hejda 2011). Právě výjimečná intenzita antropogenního šíření odlišuje současné invaze od přirozených migračních procesů. V důsledku lidské činnosti došlo za posledních 200 let k promíchání rostlinných a živočišných druhů v celosvětovém měřítku a takovým způsobem, který v historii nemá obdobu. Setkávají se druhy, které by za normálních okolností byly oddělovány nepřekonatelnými bariérami. Původní druhy nejsou na invazi konkurenčně připraveny, nejsou schopny konkurovat dominantním invazním druhům. Invadující druhy mají navíc v novém prostředí značnou výhodu oproti druhům původním v tom, že často postrádají přirozené nepřátele. Mají tedy možnost vkládat více energie do své reprodukce a dalšího šíření (Marková a Hejda 2011). Může dojít i k situaci, kdy se nepůvodní druh začne křížit s příbuzným původním druhem, čímž potenciálně narušuje jeho specifický charakter (Pipek 2018; Marková a Hejda 2011).

Invazní nepůvodní druhy (IAS) jsou rostlinné a živočišné druhy, zavlečené mimo oblast svého přirozeného výskytu. Jejich adaptace na nové prostředí bývá spojena s rozsáhlými škodami na tamní přírodě, přičemž v evropském kontextu představují jedno z největších rizik pro původní flóru a faunu (European Commission 2025). Kromě ekologických škod způsobují invaze i obrovské ekonomické ztráty, které

mohou dosahovat procent světového HDP (např. ztráty v zemědělství) (Dogra et al. 2011).

Biologickými invazemi se zabývá invazní biologie, což je relativně mladá vědní disciplína, jejíž počátky jakožto samostatného podoboru jsou některými zdroji kladeny až do roku 1989 (Patoková et al. 2024). Přestože fenomén zavlékání organismů reflektovali přírodovědci již v 19. století, včetně Charlese Darwina, tehdejší přístup měl spíše popisný a biogeografický charakter (Patoková et al. 2024; Richardson a Pyšek 2007; Pyšek a Tichý 2001). Za skutečný historický milník a počátek moderního ekologického pojetí se považuje rok 1958, kdy britský zoolog Charles S. Elton ve své stěžejní knize definoval invaze jako závažnou hrozbu narušující stabilitu ekosystémů, čímž podnítil zájem o jejich ochranu (Patoková et al. 2024; Pyšek 2018). Současný výzkum již není pouze doménou přírodních věd, ale v rámci globalizovaného světa vyžaduje mezioborovou spolupráci s humanitními obory, jako je ekonomie či sociologie (Patoková et al. 2024).

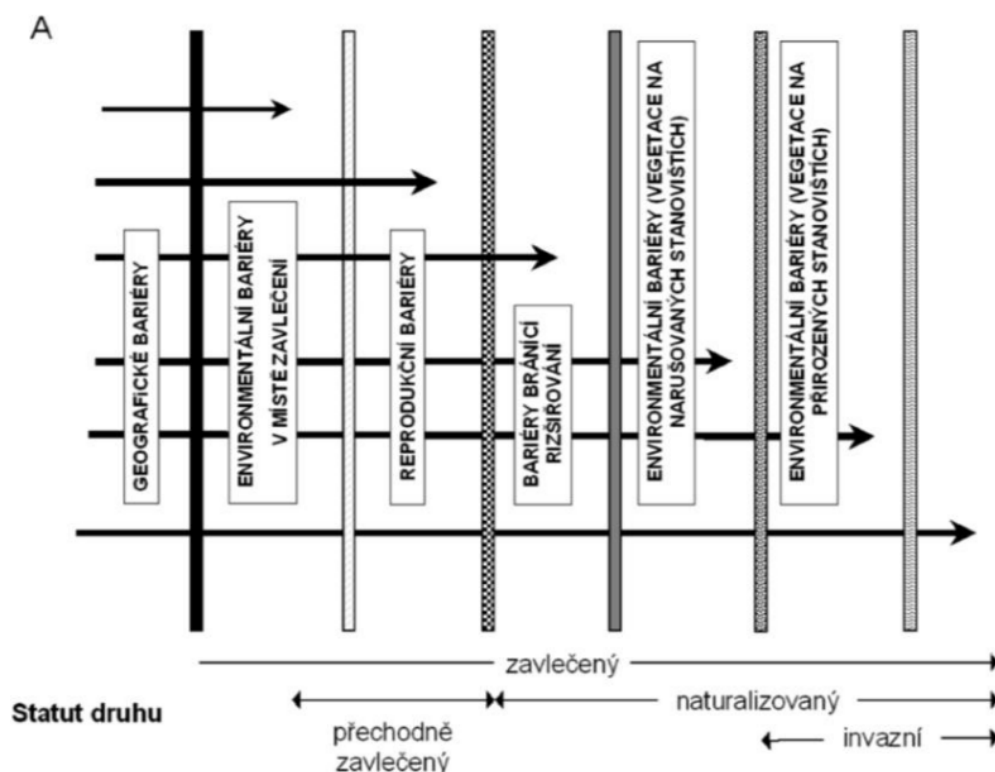
3.1 Rostlinné invaze

Invaze rostlinných taxonů je proces zahrnující několik navazujících kroků, počínaje zavlečením diaspor rostlinného druhu z původního areálu do nového prostředí. Na nové lokalitě se rostlina úspěšně uchytí a následně se začne samovolně šířit (Young et al. 2022; Pyšek et al. 2022). K tomuto zavlečení dochází buď úmyslně (např. dovoz okrasných, medonosných či energetických plodin), nebo neúmyslně (např. jako příměs osiv, s vlnou či na dopravních prostředcích), přičemž téměř polovina nepůvodních druhů se na naše území dostala právě neúmyslnou cestou (Lachman et al. 2019).

Pro vymezení invazního rostlinného druhu jsou klíčové zejména schopnosti (i) samostatného rozmnožování, (ii) masového šíření, (iii) vytváření hustých porostů a (iv) ovlivňování původních domácích druhů a společenstev (Marková a Hejda 2011). Zavlečené rostlinné druhy lze obecně rozdělit do tří kategorií – přechodně zavlečené, naturalizované a invazní (Pyšek et al. 2008; Lachman et al. 2019; Medvecká et al. 2012). Přechodně zavlečené rostliny jsou introdukované druhy, které jsou schopné v novém prostředí přežít a po určitou dobu se i úspěšně rozmnožovat, jejich dlouhodobá existence však zůstává závislá na opakované introdukci. Naproti tomu naturalizované (zdomácnělé) rostlinné druhy se dokážou úspěšně reprodukovat bez přímé pomoci člověka a jejich výskyt již není na lidské činnosti závislý. Právě z této

skupiny se následně mohou vyvinout druhy invazní (Pyšek a Tichý 2001). Přechod od zavlečení k invaznímu chování není časově jednotný proces – může probíhat relativně rychle, ale v některých případech trvá i řadu let či desetiletí (Young et al. 2022).

Ne všechny zavlečené druhy rostlin mají potenciál stát se invazními, musí překonat překážky v podobě zejména geografických, ale i environmentálních a reprodukčních bariér (viz obr. 1) (Pyšek et al. 2008; Lachman et al. 2019). Tyto překážky ve výsledku značně snižují počet úspěšně etablovaných nepůvodních druhů, z nichž převážná většina zůstává neškodná s nízkou pravděpodobností budoucí invaze. (Pyšek et al. 2008; Lachman et al. 2019). Pro popis úspěšnosti nepůvodních druhů se používá tzv. pravidlo desetiny (Williamson a Fitter 1996). Podle tohoto schématu se do stadia přechodného zavlečení dostane v průměru 10 % všech zavlečených druhů, přičemž z této skupiny se přibližně 10 % následně v novém prostředí naturalizuje. Z naturalizovaných druhů je pak zhruba 10 % schopno způsobit ekologické či ekonomické škody a dosáhnout invazního stadia. Je však nutné podotknout, že se nejedná o fixní hodnotu, neboť v reálných podmínkách se tato hranice nejčastěji pohybuje v rozmezí 5–20 % (Pyšek et al. 2008).



Obr. 1.: Schéma invazního procesu jako posloupnosti bariér určujících měnící se status nepůvodního druhu (Pyšek et al. 2008).

K oblasti rostlinných invazí se váže také pojem tzv. lag fáze. Zavlečené druhy mohou před samotným přechodem do invazního stadia setrávat v období zdánlivé nečinnosti, během něhož nedochází k jejich dramatickému šíření (Robeck et al. 2024; Marková a Hejda 2011). Tuto fázi lze přirovnat k aktivitě spící sopky; invazní proces se může aktivovat v reakci na vnější podnět, jakým jsou například extrémní záplavové události, rozsáhlé antropogenní narušení stanovišť či požáry, což vede k následnému prudkému nárůstu populace (Marková a Hejda 2011). Dle studie Robeck et al. (2024) se lag fáze vyskytla u 35 % případů invazního šíření a její průměrná délka byla 40 let, přičemž maximum bylo 320 let (Robeck et al. 2024).

4 Invazní druhy rostlin v České republice

Invazní druhy rostoucí na území České republiky jmenuje katalog Cizí flóry České republiky. V nejnovějším vydání z roku 2022 je uvedeno 1576 druhů nepůvodních pro naše území, včetně informací o geografickém původu druhu, době zavlečení (archeofyt či neofyt), invazním statusu (náhodný, zdomácnělý či invazní), data prvního výskytu, rozšíření, způsobu zavlečení, ekologické afinitě, hodnocení dopadů na životní prostředí atd. (Pyšek et al. 2022). Z těchto 1576 nepůvodních druhů je 75 klasifikovaných jakožto invazní (Pergl et al. 2025).

Celkově nepůvodní druhy představují více než třetinu české flóry. Nejvíce u nás rostoucích nepůvodních druhů pochází ze Středomoří (31,5 %), nejvyšší počet invazních druhů (tj. 27,6 %) pochází ze Severní Ameriky (Pyšek et al. 2022). V měřítku Evropské unie je odhadováno, že z přibližně 12 000 nepůvodních druhů v celé EU je 10 až 15 % invazních (Evropský parlament a Rada (EU) 2014).

4.1 Legislativní úprava

Česká republika je členem Evropské unie (EU), legislativa týkající se invazních druhů rostlin je tedy řešena na dvou úrovních – na úrovni vnitrostátní a na úrovni evropské. Česká legislativa v oblasti nepůvodních a invazních druhů je primárně zakotvena v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (dále ZOPK), který je doplněn Nařízením Evropské komise a Rady EU č. 1143/2014. Podle ZOPK je záměrné rozšíření nepůvodního druhu do krajiny přípustné pouze s povolením orgánu ochrany přírody (Pergl et al. 2025). Výjimky z tohoto pravidla se vztahují na hospodaření podle schválených lesních hospodářských plánů nebo na vysazování rostlin v zastavěném území. Orgány ochrany přírody mají pravomoc stanovit opatření k regulaci již rozšířených nepůvodních druhů, a to formou rozhodnutí nebo opatření obecné povahy. Provádění těchto regulačních opatření spadá do běžné péče o pozemek, za kterou je zodpovědný vlastník pozemku, případně jeho uživatel. Pokud vlastník nebo uživatel opatření neprovede, nebo je jejich provedení náročné a přesahuje rámec běžné péče, může provedení zajistit orgán ochrany přírody, přičemž vlastník je povinen takové zásahy tolerovat (Česko 1992; Pergl et al. 2025).

V rámci Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 je centrálně definován a zřízen mechanismus pro sestavení a aktualizaci Unijního seznamu

invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na EU, označován také jako „unijní seznam.“ (AOPK 2025b; Evropský parlament a Rada (EU) 2014). Tento seznam je klíčovým nástrojem pro prioritizaci těch druhů, které mají nejzávažnější nepříznivé dopady a vyžadují koordinované opatření napříč EU, včetně těch členských států, které dosud nebyly zasaženy. Zařazení druhu na unijní seznam podléhá přísným kritériím, která jsou definována v Čl. 4 odst. 3. Musí jít o druh nepůvodní v celé EU (s výjimkou nejvzdálenějších regionů), musí být schopený vytvořit životaschopnou populaci a rozšířit se ve více než dvou členských státech, dále musí být prokázáno, že je pravděpodobné, že druh bude mít závažný nepříznivý dopad na biologickou rozmanitost, související ekosystémové služby atd. Prioritně by měly být na seznam (dle Čl. 4 odst. 6) zařazeny druhy, které se buď v EU ještě nevyskytují (nebo jsou v rané fázi invaze), ale očekávají se u nich závažné dopady, nebo druhy, které jsou již usídleny a jejich dopady jsou nejzávažnější. Zařazení druhu na unijní seznam spouští řadu omezení na úrovni celé EU. Omezení jsou definována v Čl. 7, jde například o zákaz záměrně druh přivážet na území EU, zákaz záměrně druh uvádět na trh, či ho záměrně nechat rozmnožovat, pěstovat nebo kultivovat (Evropský parlament a Rada (EU) 2014). Nejnovější, čtvrtá, revize unijního seznamu byla provedena prováděcím nařízením Komise (EU) 2025/142 v roce 2025 a nabyla účinnosti 7. srpna 2025. Touto aktualizací bylo doplněno 8 nových druhů rostlin a 18 druhů živočichů, takže současný celkový počet zařazených druhů dosahuje 114, z toho 33 suchozemských rostlin. Patří mezi ně například bolševník velkolepý, netýkavka žláznatá, pajasan žláznatý, či v roce 2025 nově přidané tři invazní taxony rodu křídlatka. Další rozšíření seznamu je plánováno na rok 2028 (AOPK 2025).

4.2 Dopady nepůvodních a invazních druhů

Při hodnocení vlivu nepůvodních druhů se tento dopad obvykle rozlišuje na účinky na přírodní prostředí a na činnosti člověka. Tyto dvě roviny však nelze chápat odděleně, protože jsou vzájemně úzce provázané. V praxi je pozornost často soustředěna především na ekonomické ztráty nebo dopady na lidské zdraví, zatímco širší vlivy na lidskou společnost zůstávají spíše opomíjeny. Důvodem je především obtížná uchopitelnost, omezená exaktnost a komplexnost přístupů k hodnocení, vnímání a hodnocení ekosystémových služeb (Pergl et al. 2024). Dopad na ekosystémové služby

vyjadřuje, jakým způsobem příroda ovlivňuje člověka, přičemž může mít jak pozitivní, tak negativní charakter. Mezi negativní projevy patří například nárůst četnosti a intenzity požárů, zvýšená eroze půdy nebo produkce alergenního pylu a toxických látek, zatímco v některých případech může mít eroze lokálně i pozitivní efekt (např. prostřednictvím sedimentace). Pozitivní dopady zahrnují rovněž produkci dřeva (van Wilgen a Richardson 2014; Pergl et al. 2024).

K posouzení dopadů nepůvodních druhů byl dříve hojně využíván systém GISS (Generic Impact Scoring System), který posuzoval dvanáct kategorií vlivu rozdělených rovným dílem na složku environmentální a socioekonomickou (Nentwig et al. 2016; Pergl et al. 2024). Tento systém však vykazoval metodické nedostatky, proto byl GISS postupně nahrazen modernějšími standardy S/EICAT (Blackburn et al. 2014), které v roce 2020 oficiálně přijala organizace IUCN (IUCN 2026). Systém EICAT (Environmental Impact Classification for Alien Taxa) hodnotí dopad na pětistupňové semikvantitativní škále od minimálního přes malý, střední a významný až po masivní. Klíčovými kritérii pro zařazení do konkrétní kategorie jsou úroveň zasažené biologické organizace (jedinec, populace, společenstvo) a zejména reverzibilita těchto změn. Zatímco u středního impaktu dochází k úbytku populace bez extinkce, významný a masivní impakt již představují lokální či globální vymírání (Blackburn et al. 2014; Bacher et al. 2023; Pergl et al. 2024). Paralelně s environmentálním hodnocením se využívá systém SEICAT, který se zaměřuje na negativní dopady nepůvodních druhů na kvalitu života lidí (tzv. well-being). Tento systém hodnotí čtyři klíčové oblasti: bezpečnost, dostatek materiálních i nehmotných zdrojů, zdraví a sociálně-kulturní vztahy. Klasifikační stupnice je navržena tak, aby byla nezávislá na monetárních ukazatelích, což umožňuje objektivní srovnání mezi regiony s odlišnou ekonomickou úrovní. Dopad je určován mírou omezení lidských aktivit, kdy škála sahá od minimálního vlivu přes ztížení běžných činností až po jejich lokální opuštění. Rozhodujícím faktorem mezi významným a masivním dopadem je, obdobně jako u environmentálního hodnocení, nevratnost těchto změn (Bacher et al. 2018; Pergl et al. 2024). Systémy byly rozšířeny o varianty EICAT+ a SEICAT+, které umožňují metodicky srovnatelným způsobem posuzovat také pozitivní přínosy nepůvodních druhů (Pergl et al. 2024; Bacher et al. 2023).

Klasifikace dle Pergla et al. (2016) rozděluje nepůvodní druhy rostlin na základě jejich negativního dopadu a charakteru výskytu do tří hlavních kategorií: černého, šedého a

varovného seznamu. Tyto seznamy představují klíčový podklad pro stanovení priorit v oblasti managementu a prevence invazí (Pergl et al. 2016, 2025). Černý seznam zahrnuje invazní druhy s potvrzeným vysokým impaktem, které vykazují výrazné škodlivé účinky v prostředí, do něhož byly zavlečeny. Do této kategorie náleží většina veřejnosti známých a medializovaných taxonů, jako jsou například pajasan žláznatý, javor jasanolistý, trnovník akát, zlatobýly, dub červený či kolotočník ozdobný. Šedý seznam obsahuje druhy s méně intenzivním dopadem na ekosystémy, které však vyžadují soustavný monitoring; příkladem může být netýkavka malokvětá či ořešák královský. Varovný seznam pak tvoří potenciálně nebezpečné taxony, které se vyskytují v okolních evropských zemích, avšak na území České republiky prozatím nevytvářejí volně žijící populace. Vzhledem k dynamice invazních procesů je nezbytná pravidelná aktualizace těchto seznamů (Pergl et al. 2016); přičemž v současnosti je revize připravována pro rok 2026.

5 Problémové nepůvodní taxony NP České Švýcarsko

5.1 Rod zlatobýl (*Solidago* spp.)

V České republice se vyskytují dva nepůvodní druhy rodu zlatobýl – zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*). Oba taxony pocházejí ze Severní Ameriky, přičemž první záznamy o jejich výskytu ve střední Evropě se datují do 18. století. Tyto rostliny byly a stále jsou oblíbenými okrasnými druhy pěstovanými v evropských zahradách. Největší popularity dosáhly v minulém století, zejména díky své nenáročnosti, ačkoliv v současnosti je jejich výsadba na ústupu. Právě z pěstovaných kultur začaly tyto druhy zplaňovat, o zplaňování se v odborné literatuře píše již v 19. století (Višňák 1991).

Zlatobýlům vyhovují především antropogenní stanoviště vzniklá průmyslovou činností. Mezi oběma zmíněnými druhy nejsou v nárocích na prostředí pozorovány zásadní rozdíly, s výjimkou mírně vyšší potřeby vláhy u zlatobýlu obrovského. Zlatobýly se vyznačují mimořádnou reprodukční schopností, jsou hluboce zakořeněné a vytvářejí rozsáhlé polykormony. Díky prostorově náročnému kořenovému systému a vytváření hustého zápoje, který stíní okolní vegetaci, dokážou velmi efektivně konkurovat okolní flóře (Višňák 1991). Vzhledem ke svému silně invaznímu charakteru jsou oba druhy zařazeny na černý seznam (Pergl et al. 2016).

Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*)

Zlatobýl kanadský je statná vytrvalá bylina, jejíž přímé a hustě chlupaté lodyhy dosahují výšky až 1,5 metru. Ty jsou po celé délce střídavě obrostlé přisedlými lístky kopinatého tvaru, které jsou na povrchu rovněž jemně ochlupené. Květenstvím jsou přibližně 5 mm dlouhé úbory uspořádané v latě a plodem světle hnědé, oblé nažky opatřené jemným chmýřím (Görner 2025; Kaplan et al. 2019).

Rostlina prosperuje na dobře osvětlených antropogenních stanovištích s živinově středně bohatou půdou. Hojně se šíří i podél komunikací (viz obr. 2) a na březích řek. Vzhledem k masivní produkci pylu je zlatobýl kanadský vyhledáván včelaři, současně však představuje vysoké alergenní riziko pro člověka. V našich podmínkách je

z hlediska invazivity druhu riziko jeho hybridizace s původním českým druhem zlatobýlem obecným (*Solidago virgaurea*) (Görner 2025; Kaplan et al. 2019).



Obr. 2.: Zlatobýl kanadský v plném květu poblíž turistické trasy (foto autorka).

Zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*)

Zlatobýl obrovský je na první pohled téměř nerozeznatelný od zlatobýlu kanadského. Při bližším zkoumání je však patrný rozdíl v lodyze, která je u zlatobýlu obrovského lysá a bíle ojíněná (Pyšek a Tichý 2001).

Nároky na prostředí mají oba druhy velmi podobné. V odborné literatuře se však uvádí, že zlatobýl obrovský je méně antropofilní a častěji se včleňuje do přirozené vegetace, například do břehových společenstev či na lesní louky. Stanovištně se oba druhy mohou překrývat, neboť jejich vazba na konkrétní typy prostředí není výlučná (Višňák 1991).

5.2 Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*)

Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) je rostlina pocházející původně z podhůří západního Himaláje, kde její původní areál dosahuje pouze rozlohy 800 km na délku a 50 km na šířku (Hejda a Pyšek 2006; Helsen et al. 2021). Do Evropy byla zavlečena jakožto krmná a medonosná rostlina (Pergl a Perglová 2024). První záznamy o jejím

výskytu na našem území byly zaznamenány na konci 19. století, nicméně exponenciální fáze invaze začala až v 30. letech 20. století (Pyšek a Prach 1995; Helsen et al. 2021). Jde o jednoletou bylinu rozmnožující se primárně pohlavně, tedy pomocí semen, nicméně rostliny mohou regenerovat i z úlomků lodyh (Helsen et al. 2021; Pergl a Perglová 2024). Jde o druh velice invazního charakteru, je zapsán na tzv. černém seznamu (Pergl et al. 2016).

Druh dorůstá výšky až 3 metrů. Lodyha je dutá, ve spodní části až 5 cm tlustá. Kopinaté listy, až 30 cm dlouhé, střídavě přisedají na lodyhu. Velké květy se zbarvují do pestré růžovo-fialové barvy (viz obr. 3), omamně sladce voní, uspořádány jsou v hroznu. Semeny jsou tobolky až 3 cm dlouhé, vyzrálé plody rostlina vystřeluje do okolí (Görner 2025c; Pyšek a Tichý 2001).

U netýkavky žláznaté je pozorována opravdu vysoká konkurenceschopnost (Pergl a Perglová 2024). Vyskytuje se po celé ČR a obzvláště dobře rostlina prosperuje na pobřežních stanovištích (viz obr. 4), jejichž vegetace je obecně považována za náchylnou k invazím (Hejda a Pyšek 2006; Pergl a Perglová 2024). Druh prosperuje i mimo údolí řek, nicméně dle studií se největší a nejživotaschopnější populace vyskytují právě v ripariálních habitatech (Hejda a Pyšek 2006). V současné době netýkavku žláznatou pozorujeme prosperovat také na sušších stanovištích dále od vodních toků, i na těchto lokalitách je často konkurenčně úspěšná (Görner 2025c; Pergl a Perglová 2024).



Obr. 3.: Detail květu netýkavky žláznaté (foto autorka).



Obr. 4.: Hustý porost netýkavky žláznaté v blízkosti vodního toku (foto autorka).

5.3 Borovice vejmutovka (*Pinus strobus*)

Borovice vejmutovka (*Pinus strobus*) je borovice pocházející původně z východní části Severní Ameriky (Kubát et al. 2002; Hadincová et al. 2008). Do Čech byla

zavlečena jakožto okrasná dřevina na konci 18. století. Postupem času se začala pěstovat v českých lesích jako lesnická dřevina. Z poloviny 20. století máme zmínky, že v našich lesích úspěšně zmlazuje. Ze začátku vejmutovka splňovala očekávání lesníků; rychle v mládí roste, snáší zastínění, dobře zmlazuje a má měkké, snadno zpracovatelné dřevo (Hadincová et al. 2008). Postupně však v našich podmínkách začala nabývat invazního charakteru, dnes ji najdeme na černém seznamu mezi těmi nejvíce nebezpečnými invazními druhy (Hadincová et al. 2008; Pergl et al. 2016; Mandák et al. 2013). Invaduje hlavně v pískovcových oblastech republiky, kde na místních stanovištích extrémně prosperuje (Mandák et al. 2013; Kubát et al. 2002).

Borovice vejmutovka dorůstá poměrně velkých rozměrů, výšky až 50 metrů a průměru kmene až 1,5 metru. Mladí jedinci se vyznačují kuželovitou korunou a hladkou, lesklou borkou s šedavým nádechem (viz obr. 5). S věkem se však vzhled stromu výrazně proměňuje: koruna se rozšiřuje do deštníkovitého tvaru a borka tmavne a hluboce puká. Pro tento druh jsou typické dlouhé, jemné jehlice s modravým nádechem, které na rozdíl od našich domácích borovic vyrůstají ve svazečcích po pěti (viz obr. 6). Velmi dekorativní jsou také její šišky, které mají úzce válcovitý, protáhlý tvar. Strom se řádově dožívá 200–450 let (Görner 2025a; Kaplan et al. 2019). K jejímu úspěšnému šíření přispívá mimořádná schopnost distribuce pylu a semen; studie prokázaly, že pyl této borovice může být větrem unášen až na vzdálenost desítek kilometrů od mateřského stromu (Mandák et al. 2013).

Ve svém původním areálu borovice vejmutovka roste v mírně teplém, humidním podnebí, téměř na všech typech půd. Nejlépe však prosperuje na propustném písčitém substrátu s nižší úrodností, kde odpadá konkurence listnatých dřevin. Často je u ní pozorován pionýrský charakter (Görner 2025a; Kaplan et al. 2019).



Obr. 5.: Mladí jedinci borovice vejmutovky vykazující typickou kuželovitou korunu a hladkou borku (foto autorka).



Obr. 6.: Detail jehlic borovice vejmutovky, patrné jsou svazky po pěti jehlicích (foto autorka).

5.4 Janovec metlatý (*Cytisus scoparius*)

Janovec metlatý (*Cytisus scoparius*) je listnatý bobovitý keř, který úspěšně osidluje nová stanoviště mimo jiné díky dlouhotrvající semenné bance, masivní produkci semen a rychlému růstu (Prévosto et al. 2006). Ve střední Evropě, včetně České republiky, je hodnocen jako nepůvodní druh a naturalizovaný neofyt, jehož původní areál zahrnuje pouze západní a část střední Evropy (Kaplan et al. 2021). Je schopen rychle vytvářet husté jednodruhové porosty (Prévosto et al. 2006), které jsou schopny efektivně vytlačovat řadu původních druhů rostlin (Kaplan et al. 2021), navíc patří do čeledi bobovitých, a tak je schopen fixací dusíku měnit oligotrofní stanoviště na úživná (Pergl et al. 2025). V České republice je tento jedovatý druh rozšířen roztroušeně až hojně; dříve byl záměrně pěstován k různým účelům, odkud se spontánně rozšířil (Kaplan et al. 2021; Kubát et al. 2002).

Často se vyskytuje na lesních lemech, pasekách, pastvinách, vřesovištích, skalách a ve světlých lesích, zejména v borových doubravách (Kubát et al. 2002), ale také na stanovištích ovlivněných lidskou činností, jako jsou lomy, pískovny či jiné těžební prostory. Druh preferuje propustné, písčité nebo štěrkovité půdy a na území ČR dominuje především v západní polovině státu, zatímco v nivách velkých řek a na Moravě se vyskytuje vzácněji (Kaplan et al. 2021).

Janovec metlatý představuje habitus keře s prutovitými větvemi, které jsou zřetelně podélně žebernaté s pěti žebry, chudě olistěné nebo zcela bezlisté. Listy jsou v dolní části větví trojčetné a řapíkaté s obvejčitými lístky, zatímco v horní části jsou jednoduché, přisedlé a mají eliptický tvar. Žluté květy o délce 2–2,5 cm vyrůstají v úžlabí listů jednotlivě nebo po dvou. Plodem jsou lusky (viz obr. 7), které jsou na švech dlouze chlupaté (Kubát et al. 2002).



Obr. 7.: Porost janovce metlatého podél turistické cesty s patrnými plody v podobě lusků (foto autorka).

5.5 Pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*)

Pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*) je listnatý keř pocházející ze Severní Ameriky, jehož introdukovaný areál je dnes téměř kosmopolitní. Do Evropy byl zavlečen na konci 19. století jako okrasná dřevina a následně byl vysazován v zahradách a parcích. V České republice se roztroušeně vyskytuje na celém území v širokém výškovém pásmu od nížin až po hory. V našich podmínkách se běžně pěstuje v parcích, sadech a obcích, kde se využívá zejména do živých plotů. Druh se rovněž vysazuje do remízků a šíří se v lesích, v okolí obcí či podél komunikací, kde často vytváří husté a obtížně prostupné monokulturní porosty (viz obr. 8) (Pyšek et al. 2012; Kubát et al. 2002). Právě kvůli této schopnosti nekontrolovaného šíření a vytlačování původní vegetace je pámelník klasifikován jako invazní druh a zařazen na tzv. černý seznam (Pergl et al. 2016).

Tento keř dorůstá výšky až 2 m a je charakteristický svými květy se zvonkovitou, bělavou až načervenalou korunou o délce 5–7 mm (viz obr. 9). Pro druh je typická zejména tvorba nápadných bílých až narůžovělých bobulí, které dosahují velikosti 6–13 mm (Kubát et al. 2002).



Obr. 8.: Hustý porost pámelníku bílého (foto autorka).



Obr. 9.: Detail kvetoucího pámelníku bílého s nápadnými načervenalými květy (foto autorka).

5.6 Rod křídlatka (*Reynoutria* spp.)

Rostliny rodu křídlatka byly do České republiky zavlečeny v 19. a 20. stoletím kvůli jejich dekorativnímu vzhledu. Pochází původně z mírného pásma východní Asie (Kroutil 2011).

U nás invadujícími zástupci rodu křídlatka jsou křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) a jejich kříženec, křídlatka česká (*Reynoutria ×bohemica*). Všechny zmíněné druhy jsou zapsány na černém seznamu, mají tedy velice invazní charakter (Kroutil 2011; Pergl et al. 2016).

Křídlatky nejsou pro člověka žádným způsobem zdraví ohrožující, na našem území se však dosti nekontrolovatelně rozšiřují. Jsou typické velice rychlým růstem, vytrvalostí a tvořením velkého množství biomasy. Mají také velice vysokou schopnost regenerace, u některých genotypů křídlatky české byla zjištěna regenerace až 100 % (Kroutil 2011). V našich podmínkách u rostlin převažuje šíření vegetativním způsobem, ale ve specifických krajinných kontextech bylo zjištěno i generativní šíření pomocí semen (Kadlecová et al. 2024; Kroutil 2011). Mají rozsáhlý kořenový systém, jehož většina zasahuje do hloubky 1 m, ale může prorůst až do 4,5 m (Pergl et al. 2023). Optimum u nás nacházejí na mokřejší, na živě bohaté, kamenité půdě. Nejvíce prosperují na lokalitách s dobrou zásobou vody, z toho vyplývá, že nejvíce ohrožují existenci biotopů závislých na vodě, například bylinné lemy nížinných řek či říční rákosiny (Kroutil 2011). Invazní úspěšnost rodu podporuje i velká schopnost hybridizace jeho druhů. Hybridizace je dobře zdokumentována, naznačuje, že kříženci vyznačují ještě větší invazní charakter než mateřské rostliny, často lépe odolávají teplotním extrémům. Invazivitu rodu křídlatka prohlubují také alelopatické schopnosti druhů (Miroshnyk et al. 2025).

Křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*)

Křídlatka japonská tvoří přímé, duté lodyhy dorůstající zpravidla 1–2,5 m. Výhonky jsou červeně skvrnité, lysé, občas mírně ochlupené, v horní části rozvětvené. Listy jsou zelené barvy, celokrajné, tuhé s vystouplou žilnatinou. Mají krátký řapík, tvar čepele bývá přirovnáván k vejčitému trojúhelníku díky kolmo uťaté bázi a protáhlé špičaté špičce, dorůstají délky 5–15 cm. Květenstvím je lata složená z malých bílých či narůžovělých kvítků a plod má podobu černé až černohnědé nažky (Kroutil 2011).

Rostlina se vyskytuje na celém území České republiky, ve všech výškových stupních. Obzvláště se jí daří v blízkosti lidských sídel, podél komunikací a v břehových porostech vodních toků, kde díky své agresivitě vytváří rozsáhlé a zcela zapojené monokultury (viz obr. 10). Je také možné ji zahlédnout v zahradách a parcích, kde bývá, resp. bývala, cíleně pěstována (Kroutil 2011).

Specifikem je, že křídlatka japonská se v evropských podmínkách není schopna rozmnožovat generativním způsobem. Na náš kontinent byl zavlečen pouze samičí klon druhu (Kroutil 2011). Nicméně její květy mohou být opyleny donorem jiného blízce příbuzného rostlinného druhu (např. křídlatkou sachalinskou), čímž vznikne životaschopné semeno pro další generativní šíření (Kadlecová et al. 2024).



Obr. 10.: Hustý porost křídlatky japonské v blízkosti vodního toku (foto Martin Vojík).

Křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*)

V kontrastu s výše zmíněnou křídlatkou japonskou je u křídlatky sachalinské nápadný její mohutný vzrůst, dosahuje výšky až 4 m. Stejně tak jsou tlustší její lodyhy, ty však mají čistě zelenou barvu bez červených skvrn. Listy jsou také mnohonásobně větší, dorůstají až délky 35 cm, vrchol čepele je obvykle spíše tupě zašpičatělý, báze srdčitá (viz obr. 11). Bývá patrný rozdíl odstínu zelené barvy na rubu a líci, horní strana listu

je zpravidla sytější, s nevýraznou žilnatinou. Květenství je naopak drobnějšího vzrůstu; kvítky mají zelenobílou barvu se žlutým nádechem. Plodem jsou tmavě hnědé nažky (Kroutil 2011).

V rámci prostorového rozšíření vykazuje křídlatka sachalinská vyšší četnost zejména v severní části České republiky. Ve srovnání s křídlatkou japonskou je schopna osidlovat i vyšší nadmořské výšky, ačkoliv oba taxony se často vyskytují na stanovištích s obdobným charakterem (Kroutil 2011). Její výskyt v krajině je zpravidla silně vázán na blízké okolí původních výsadeb (Vojík 2023).



Obr. 11.: Detail listů křídlatky sachalinské (foto Martin Vojík).

Křídlatka česká (*Reynoutria* ×*bohemica*)

Křídlatka česká je křížencem výše zmíněné křídlatky japonské a křídlatky sachalinské. Její vzhled je tedy kombinací charakteristických znaků jejích rodičů. Rostlina zpravidla dorůstá výšky 2–3 m. Lodyhy bývají zelené s červenými skvrnami, listy dorůstají délky 15–23 cm, u báze mělce srdčité, vrchol protáhlý do špičky (viz obr. 12). Květy mají bílou barvu (Kroutil 2011).

Rostlina je rozšířena na celém našem území, od nejnižších poloh až pod podhorská stanoviště, osidluje podobné lokality, jako její rodičovské taxony (Kroutil 2011). Křídlatka česká je obecně zařazována mezi nejnebezpečnější evropské invazní druhy;

ze všech křídlatek se nejrychleji rozšiřuje a nejlépe odolává cílené eradikaci (Pyšek a Tichý 2001; Mandák et al. 2004).



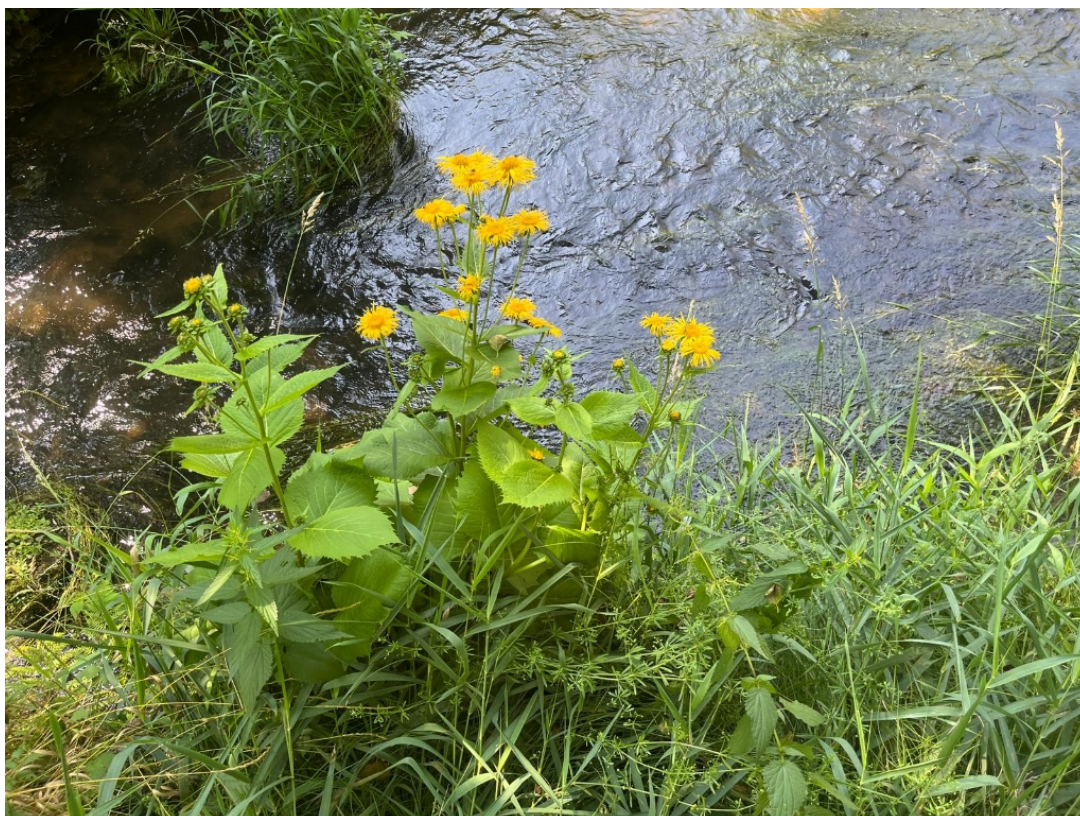
Obr. 12.: Detail listů křídlatky české s patrnou kombinací znaků jejích rodičovských druhů (foto Martin Vojík).

5.7 Kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*)

Kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*) je trvalka původem z horských oblastí jižní a východní Evropy, severní Anatolie a Kavkazu. Dorůstá výšky až 2 m. Rostlina prosperuje na narušených stanovištích, podél silnic a řek. Způsobuje pylové alergie, ale také alergické reakce na kůži (Pyšek et al. 2012). V České republice je tento druh klasifikován jako invazní a je zařazen na tzv. černý seznam (Pergl et al. 2016).

Kolotočník je nitrofilní druh, dobře snášející zastínění, preferuje vlhké jílovité půdy (Pyšek et al. 2012). Často se pěstuje v parcích a zahradách, odkud zplaňuje a šíří se do volné krajiny – typicky podél vodních toků, z parků a zahrad, kde byl původně vysazen, ale proniká také do dalších stanovišť, jako jsou okraje lesů, starší paseky či neudržované příkopy u silnic (Pyšek et al. 2012; Kubát et al. 2002).

Jedná se o statnou bylinu s lodyhou, která je nahoře chudě větvená. Její listy jsou střídavé, přičemž dolní listy mají řapík a horní listy jsou k lodyze přisedlé se zaokrouhlenou bází. Čepele listů jsou srdčité vejčité, na okraji vroubkovaně pilovité a na rubu jemně pýřité. Květenství tvoří úbory žloutkově žluté barvy (viz obr. 13) o průměru 5–7 cm. Rostlina kvete zpravidla od června do srpna (Kubát et al. 2002).



Obr. 13.: Žlutě kvetoucí kolotočník ozdobný v blízkosti vodního toku (foto autorka).

5.8 Dub červený (*Quercus rubra*)

Dub červený (*Quercus rubra*) je listnatý strom pocházející ze Severní Ameriky, kde je důležitým zdrojem tvrdého dřeva (Pyšek et al. 2012). Do Evropy byl introdukován v 17. století jako okrasný strom s komerčním potenciálem. Byl pěstován v lesních porostech díky jeho rychlému růstu, který je až o 60 % vyšší, než u původních dubů (Chmura 2020; Stanek 2020).

Dub červený má status invazního druhu (Pergl et al. 2016); v rámci České republiky je rozšířený hlavně ve středních a východních Čechách (Chmura 2020; Pyšek et al. 2012). Velice úspěšně se u nás šíří a je konkurenčně silnější než naše původní druhy dubů, mj. díky větší toleranci vůči stínu. Jeho opad se pomalu rozkládá, tím omezuje sukcesi (Pyšek et al. 2012).

Strom dosahuje výšky až 40 m a je typický rychlým růstem i svou odolností proti suchu (Pyšek et al. 2012; Dyderski et al. 2020). V mládí má kuželovitou korunu, s dospíváním stromu se rozšiřuje. Pěstován je mj. díky dekorativnosti zapříčiněné vykrajovanými listy (viz obr. 14), které se na podzim zbarvují do rudě červené barvy a díky hladké, šedé borce (Dyderski et al. 2020).



Obr. 14.: Detail vykrajovaných listů dubu červeného (foto autorka).

6 Management

Invazní druhy mohou výrazně ovlivňovat původní druhy, celá rostlinná a živočišná společenstva i fungování ekosystémů a často způsobují také značné ekonomické škody. Tyto negativní dopady vedou k potřebě vyvíjet a uplatňovat efektivní managementové postupy pro jejich eradikaci (Münzbergová et al. 2013).

Při managementu nežádoucích druhů rostlin je nezbytné postupovat podle ucelených metodických pokynů, které zajišťují efektivitu zásahů a minimalizaci negativních dopadů na okolí. Základem každého opatření je zevrubné mapování lokalit, zahrnující identifikaci vlastníků, ochranných podmínek území a stanovení priorit, kdy jsou upřednostňovány lokality cenné pro ochranu přírody, tzv. včasné zásahy v nově kolonizovaných ohniscích a druhy ohrožující lidské zdraví. V určitých případech, například v historických městských výsadbách, lze akceptovat částečnou toleranci exotických dřevin, avšak s ohledem na riziko jejich dalšího šíření. V lesním hospodářství je kladen důraz na postupnou obměnu nepůvodních dřevin za stanovištně vhodné druhy. Samotná realizace managementu musí reflektovat vlastnosti stanoviště; v citlivých oblastech s ochranou vod či v ekologickém zemědělství je nutné upřednostnit mechanické metody před chemickými, přičemž při aplikaci herbicidů se doporučuje volba selektivních přípravků pro zachování podrostu. U zemědělské půdy lze využít také změnu osevních postupů. Pro úspěšnou eradikaci je klíčová systematickост, zejména postup od horních částí povodí směrem po toku u druhů šířených vodou a důsledná likvidace celých porostů, aby se zabránilo jejich regeneraci. Po zásahu je vhodné provádět dlouhodobý monitoring (minimálně po dobu 5 let), který ověří účinnost opatření a zajistí včasné opakování zásahu v případě potřeby. Veškeré činnosti musí být prováděny při dodržení zásad bezpečnosti práce a relevantních právních předpisů (Pergl et al. 2023).

Za nejúčinnější přístup k managementu invazních nepůvodních druhů je považována prevence, tedy snaha zabránit jejich zavlečení a šíření ještě před tím, než k invazi dojde. Proto je v praxi kladen důraz především na preventivní opatření, která snižují riziko vzniku invazí. Nastavení účinných preventivních opatření je zpravidla snazší než následné řešení již vzniklých problémů, přičemž preventivní přístup je nejen nejefektivnější, ale také finančně nejúspornější (Marková a Hejda 2011; Vojík 2023). V rámci prevence výskytu a šíření invazních rostlin hraje významnou roli

informovanost o problémech a důsledcích spojených s nepůvodními druhy, a to jak u široké veřejnosti, tak i u odborníků. Dále je také obzvláště důležité mapování výskytu, do kterého mohou být zapojeny jak příslušné instituce, tak i tzv. občanská věda (Pergl et al. 2025). V případech, kdy již k invazi došlo, je nezbytné omezit další šíření druhu, ideálně s cílem jeho úplného odstranění. Pro efektivní vymýcení je nutné podrobně znát biologii druhu – stěžejní je jeho fenologická fáze, na jejíž základě je zvolena vhodná eradikační metoda, případně jejich kombinace. Správně zvolená eradikační strategie tak může zabránit zbytečným a neefektivním zásahům, které jsou obecně velmi nákladné (Marková a Hejda 2011). Při hodnocení efektivity managementu je zároveň nutné zohlednit, že likvidace invazních druhů rostlin představuje dlouhodobý proces, jehož výsledky se bohužel často velice obtížně vyhodnocují (Berchová Bímová et al. 2019).

Z hlediska porozumění procesům a principům, které se vztahují k ochraně území před rostlinnými invazemi, lze postup rozdělit do tří základních kroků. Prvním krokem je tzv. inventarizace čili identifikace druhu a jeho kvantifikace. Dále přichází tzv. hodnocení dopadů (impaktu), tedy analýza toho, jaké negativní vlivy mohou tyto nepůvodní druhy mít na dané stanoviště. Třetím krokem je management, tzn. vypracování a aplikace opatření vedoucí k potlačení nebo prevenci invaze těchto druhů s cílem minimalizovat jejich škodlivé dopady (Härtel et al. 2015).

6.1 Metody managementu

Metody likvidace invazních druhů rostlin se obecně rozdělují na metody chemické a mechanické. Berchová Bímová et al. (2019) uvádí, že účinnost technologií může být obecně charakterizována následovně: kombinovaní chemických a mechanických metod > chemické metody > mechanické metody. Efektivita a použitelnost jednotlivých technologií je posuzována individuálně v závislosti na daném rostlinném druhu a na konkrétním zájmovém území (Berchová Bímová et al. 2019).

6.1.1 Chemické metody

Chemické způsoby likvidace invazních nepůvodních druhů jsou založeny na použití selektivních nebo totálních herbicidů a podléhají pravidlům stanoveným Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským (ÚKZÚZ). V rámci managementu se rozlišují dva základní způsoby aplikace herbicidů – plošný postřik a individuální

aplikace. Plošný postřik se uplatňuje především na rozsáhlých porostech. Druhou možností je cílená individuální aplikace, která je vhodná pro malé či prostorově omezené lokality (Berchová Bímová et al. 2019).

Při chemické eradikaci invazních rostlin využíváme různé aplikátory. Herbicid můžeme aplikovat pomocí ručních pomůcek (např. knotové hole). Tato metoda je ekologicky poměrně šetrná, neboť herbicidem nejsou zasaženy okolní rostliny ani půda. Velmi rozšířené jsou přenosné zádově postřikovače, neboť jejich užívání je poměrně jednoduché a dají se dobře uplatnit i na nepřístupných lokalitách. Na invadovaných plochách větší rozlohy bývají používány traktorové postřikovače, většinou jsou využívány běžné zemědělské stroje nesené na univerzálních traktorech. (Václavík et al. 1998). Zkušenosti z praxe ukazují, že účinnost chemického zásahu výrazně závisí na správně zvolené koncentraci herbicidu. Běžně doporučené dávky nemusí být u invazních druhů dostatečné, proto je často nutné koncentraci zvýšit. Příliš slabé roztoky by mohly vést k nutnosti opakované aplikace, což by prodloužilo celkovou dobu zásahu, tím pádem by se zvýšily i náklady. V krajním případě slabý roztok může přispívat k rozvoji rezistence invazního druhu vůči herbicidu (Berchová Bímová et al. 2019).

6.1.2 Mechanické metody

Mezi mechanické metody spadá kosení, pastva, vytrhávání, vyrývání, kroužkování dřevin a řez dřevin. Pastva a kosení jsou aplikovány především za účelem snížení hustoty porostu a omezení dalšího šíření rostlin, případně k odstranění nadzemní biomasy před navazujícími zásahy. Vytrhávání či vyrývání je účinné hlavně u jednoletých druhů nebo u malých populací. U invazních dřevin lze využít kroužkování či řez, často v kombinaci s chemickým ošetřením, které zvýší efektivitu zásahu (Berchová Bímová et al. 2019).

Mechanická likvidace je prováděna buďto ručně či pomocí strojů. K likvidaci ručním nářadím se přistupuje zejména v případě, kdy jde o výskyt na malé ploše, na rozsáhlejších lokalitách jsou využívány stroje zpravidla nesené traktorem. Pro sekání jsou používány ruční nástroje (např. mačeta či kosa) nebo nástroje motomanuální (např. křovinořez). Křovinořez je užíván zpravidla na lokalitách, které jsou pro kolovou techniku nesjízdné. Při vyrývání a vykopávání jsou používány běžné typy rýčů a motyk (Václavík et al. 1998).

Mechanické metody likvidace jsou využívány zejména na lokalitách, kde není možné aplikovat chemické metody, a obecně jsou považovány za šetrnější k životnímu prostředí. Zároveň však ve většině případů samy o sobě nevedou k úplné likvidaci invazních porostů (Berchová Bímová et al. 2019). Jejich využití má převážně doplňkový, nebo přípravný charakter a je vhodné zejména v situacích, kdy cílem není úplná eradikace druhu, ale pouze omezení populace či snížení jejího negativního dopadu, případně u jednoletých druhů, jako je například netýkavka žláznatá. U vytrvalých druhů, zejména těch se schopností klonálního množení, mechanické metody často nevedou k úplné likvidaci porostu ani při dlouhodobém a opakovaném managementu (Berchová Bímová et al. 2019; Pergl et al. 2023).

6.2 Metody likvidace vybraných invazních taxonů

Zlatobýly

Strategie regulace invazních zlatobýlů, zejména zlatobýlu kanadského a zlatobýlu obrovského musí zohledňovat jejich kombinovanou strategii šíření pomocí velkého množství semen i vegetativního rozrůstání oddenky (Pergl et al. 2023; Pyšek et al. 2012). Klíčovým prvkem managementu je včasnost zásahu, který musí proběhnout před tvorbou semen, neboť tyto druhy jsou schopny dozrát a vytvořit klíčivé diaspory i na rostlinách posekaných v době kvetení. Zlatobýly vykazují relativně dobrou odezvu na mechanické metody; doporučuje se především seč či mechanické odstraňování, které je nejefektivnější provádět těsně před kvetením nebo na jeho počátku. V případě malých a roztroušených ohnisek lze využít vytrhávání celých dospělých rostlin. Pokud populace na mechanický management nereagují dostatečně nebo se jedná o perzistentní porosty, je možné přistoupit k aplikaci herbicidu postřikem na list. Pro trvalé omezení výskytu na zasažených lokalitách je zásadní zavedení pravidelného režimu údržby, jako je pastva nebo opakované kosení, které dlouhodobě oslabuje vitalitu rostlin (Pergl et al. 2023).

Netýkavka žláznatá

Likvidace netýkavky žláznaté vyžaduje systematický přístup zohledňující její biologické vlastnosti, zejména jednoletý životní cyklus a vysokou regenerační schopnost. Jako nejvhodnější a vysoce efektivní metoda se doporučuje mechanické vytrhávání celých rostlin i s kořeny, které je proveditelné i na rozsáhlejších plochách

díky mělkému kořenovému systému rostliny. Tento zásah je nutné provést nejpozději v počáteční fázi kvetení, aby se zabránilo dozrání a vystřelení semen, přičemž vytržené rostliny je nezbytné mechanicky poškodit (např. zpřerážet lodyhy), aby nedošlo k jejich opětovnému zakořenění a regeneraci z kolének ve vlhkém prostředí. (Pergl et al. 2023; Pergl a Perglová 2024).

V případě rozsáhlých porostů, kde není vytrhávání možné, lze přistoupit ke kosení, které však rostliny přímo nezahubí, ale slouží k omezení produkce semen. Kosení je nutné provádět co nejnižše u země (pod prvním kolénkem) v době tvorby poupat až prvních květů a zásah v průběhu vegetační sezóny 2–3krát opakovat, aby se podchytili regenerující jedinci. Chemická likvidace pomocí herbicidů se obecně nedoporučuje, zejména s ohledem na výskyt netýkavky v blízkosti vodních toků a existenci efektivních mechanických metod, lze ji však využít bodově ve specifických případech (např. aplikace na list). Pro úspěšnou eradikaci je nezbytná důsledná kontrola lokality po dobu několika let (cca 5–10 let), dokud nedojde k vyčerpání semenné banky. Na uvolněných plochách je po odstranění masivních porostů vhodné provést obnovu původního travního drnu, aby se snížilo riziko eroze a rekolonizace (Pergl a Perglová 2024; Pergl et al. 2023).

Borovice vejmutovka

Strategie likvidace borovice vejmutovky vychází z její biologie, konkrétně ze skutečnosti, že se šíří výhradně generativně (semeny) a na rozdíl od mnoha jiných invazních dřevin nevytváří kořenové ani pařezové výmladky. Díky absenci vegetativního zmlazování je klíčovým krokem primární odstranění plodných stromů (ve věku cca 20 let), čímž se eliminuje zdroj diaspor. Vzhledem k tomu, že se semena snadno šíří větrem, je nezbytné postupovat v krajině systematicky směrem od zdrojových populací v horních partiích svahů, na skalních výchozech a hřebenech dolů do údolí. Dospělé jedince lze likvidovat standardními lesnickými metodami (těžbou), případně lze na specifických stanovištích využít kroužkování a ponechat stromy odumřít na stojato. Následná asanace ploch od náletových dřevin vzešlých ze semen se doporučuje provést 3–5 let po těžbě mateřských stromů; mladé jedince lze vytrhávat ručně nebo mechanicky vyřezávat. Při výřezu je však zcela zásadní dbát na to, aby na ponechaném pařízku nezůstaly žádné živé větve (spodní přesleny) u země, které by mohly přejít do apikálního růstu, čímž by se zásah stal neúčinným. Úspěšná eradikace vyžaduje následnou kontrolu stanoviště v horizontu několika let a důsledné

odstraňování nově vzešlých jedinců (Pergl et al. 2023). Tento management je prioritní zejména v pískovcových oblastech, kde vejmutovka konkurenčně vytlačuje původní borovici lesní (*Pinus sylvestris*) (Pyšek et al. 2012).

Janovec metlatý

Při regulaci janovce metlatého je nezbytné zohlednit jeho vysokou regenerační schopnost a dlouhodobou perzistenci semen v půdě, která mohou zůstat klíčivá i několik desetiletí (Herrera-Reddy et al. 2012; Stejskal 2025). Zkušenosti z praxe potvrzují, že prosté mechanické metody, jako je zimní výřez bez chemického ošetření nebo plošné frézování, jsou neúčinné a kontraproduktivní, neboť vedou k rychlému zmlazení porostu a v případě frézování i k urychlení nástupu kvetení u regenerujících jedinců. Jako nejefektivnější metoda pro likvidaci vzrostlých keřů se doporučuje výřez s okamžitým zátěrem pařízku herbicidem, který by měl být realizován ideálně na počátku léta (květen až červen), kdy je zásah fyziologicky nejúčinnější. Během managementu je klíčové minimalizovat narušení půdního povrchu (například pojezdem těžké techniky nebo vytrháváním bagrem), protože obnažení půdy stimuluje masivní klíčení semen ze semenné banky a vede k rychlé rekolonizaci plochy (Stejskal 2025). Následná péče vyžaduje dlouhodobé odstraňování semenáčků (ruční vytrhávání či vystříhávání) a podporu konkurenceschopné vegetace, například přísevem regionálních travních směsí (Pergl et al. 2025; Stejskal 2025).

Pámelník bílý

Při regulaci pámelníku bílého, který patří mezi keře s vysokou regenerační schopností, se nedoporučuje spoléhat pouze na mechanické metody, neboť ty často stimulují růst kořenových výmladků. Pro úspěšnou eliminaci porostů je nejvhodnější zvolit kombinovanou metodu, která spočívá v odstranění nadzemní biomasy a následné aplikaci herbicidu přímo na čerstvou řeznou plochu (nátěr na řez). Pokud po zásahu dojde k regeneraci, je nutné nově vzešlé výhony opětovně ošetřit herbicidem. V rámci strategie ochrany přírody je prioritou především zamezení nových výsadeb, zejména podél liniových staveb, a omezení výskytu druhu v cenných přírodních územích (Pergl et al. 2023).

Křídlatky

Likvidace invazních taxonů z rodu křídlatka (křídlatka japonská, křídlatka sachalinská, křídlatka česká) je obzvláště složitá kvůli jejich vysoké schopnosti regenerace. Žádná

ze známých metod neoslabí oddenkový systém rostliny za jednu sezónu. Management vyžaduje velice opatrné počínání s rostlinným odpadem, křídlatky jsou totiž schopny regenerovat i z malých úlomků oddenků a výhonků. Doporučuje se ukládat kontaminovanou zeminu odděleně a tím zamezit dalšímu šíření právě tímto způsobem (Pergl et al. 2023).

Nejúčinnějším způsobem likvidace křídlatek je aplikace herbicidních prostředků na list nebo pomocí injektáže při likvidaci malých porostů (Kadlecová et al. 2022; Jones et al. 2018). Při likvidaci lze rovněž využít méně efektivní kombinaci mechanických a chemických metod (Kroutil 2011). Při použití čistě metod mechanických u křídlatek pozorujeme pouze oslabení rostliny, nikoliv její úplné odstranění. Navzdory skutečnosti, že je vykopávání oddenků v některých případech účinné (mělké půdy), jde o velice náročnou metodu, která je silně neefektivní a může také napomoci šíření likvidované populace (Pergl et al. 2023).

Kolotočník ozdobný

Kolotočník ozdobný vyžaduje specifický přístup k regulaci vzhledem k jeho životní strategii vytrvalé byliny s vysokou regenerační schopností a dlouhodobě přetrvávající semennou bankou. Ačkoliv se jedná o druh šířící se převážně generativně, prosté mechanické metody, jako je sečení, nejsou pro celkovou eradikaci populace dostatečně účinné, neboť pouze dočasně zabraňují tvorbě semen, ale nevedou k úhynu vitálních jedinců (Pergl et al. 2025; 2023). Pro efektivní likvidaci se proto doporučuje kombinace mechanického managementu s chemickým ošetřením, konkrétně přímá aplikace herbicidu na list, která musí být provedena včas před založením semen. V případě, že k zásahu dochází v pokročilejší fázi kvetení, je nezbytné květenství z lokality odstranit a bezpečně zlikvidovat (např. spálením), aby nedošlo k dozrání semen na posečené biomase. U malých a izolovaných populací lze alternativně využít mechanické vykopávání rostlin. Nedílnou součástí úspěšného managementu je následná obnova zapojeného travního drnu, která ztěžuje opětovné uchycení klíčících rostlin, a dlouhodobý monitoring lokality zaměřený na eliminaci jedinců postupně vzcházejících z půdní zásoby semen (Pergl et al. 2023).

Dub červený

Strategie eliminace dubu červeného musí zohledňovat jeho vysokou regenerační schopnost, zejména tvorbu pařezových výmladků, kvůli níž je prostá mechanická

těžba často neúčinná. Pro úspěšnou likvidaci vzrostlých jedinců se jako nejefektivnější přístup doporučuje kombinace mechanických a chemických metod, konkrétně kácení s okamžitým nátěrem čerstvé řezné plochy herbicidem, případně využití metod cílené aplikace do kmene (injektáž, částečné kroužkování s herbicidem), které minimalizují riziko zmlazení (Pergl et al. 2023). Praktickým příkladem využití těchto metod je národní park Podyjí, kde se k eliminaci dubu červeného úspěšně využívá metoda injektáže herbicidu přímo do kmene, případně formou záseků (Stejskal 2022; 2021). V případě, že na lokalitě není možné aplikovat biocidy, je vzhledem k silné výmladnosti druhu nutné namísto pouhého kácení přistoupit k mechanickému odstranění celých pařezů pomocí těžké techniky (bagrování). V ochranářsky cenných územích je součástí managementu také důsledné ruční vytrhávání semenáčků, aby se zabránilo obnově populace generativní cestou (Pergl et al. 2023).

7 Metodika

Nomenklatura vyšších rostlin byla v celém textu sjednocena podle aktuálního vydání Klíče ke květeně České republiky (Kaplan et al. 2019). Jednotlivé taxony byly určovány prioritně na úroveň druhu. V případech problematických skupin nebo druhů s velmi blízkými ekologickými nároky byla s ohledem na praktický management zvolena pouze rodová úroveň (tj. rod zlatobýl a křídlatka). Pro finální jazykovou a stylistickou korekturu textu byl využit velký jazykový model Gemini 3 Flash (Google 2026), přičemž veškerá faktická a vědecká kontrola údajů zůstala výhradně v kompetenci autora. Pro správu a generování citací byl využit citační manažer Mendeley (Mendeley 2026) v souladu s normou ISO 690 (metoda autor-datum, v české verzi).

7.1 Zájmové území

Zájmové území leží v Ústeckém kraji, konkrétně v okrese Děčín, který představuje nejseverněji položený okres tohoto kraje. Okres Děčín se vyznačuje mimořádnými přírodními hodnotami, především charakteristickými pískovcovými skalními útvary, které zásadním způsobem formují místní krajinný ráz (Český statistický úřad 2025). Právě v rámci tohoto unikátního reliéfu národního parku České Švýcarsko bylo mapování zacíleno na bezprostřední okolí vodních toků Křinice a Brtnického potoka.

Volba okolí vodních toků jako zájmové lokality vychází ze skutečnosti, že vodní toky a jejich ripariální zóny představují klíčová rozhraní, která v krajině fungují jako vysoce efektivní koridory pro šíření nepůvodních druhů rostlin. Řeky v tomto procesu působí jako dynamické „dopravní pásy“, které prostřednictvím hydrochorie transportují semena i vegetativní fragmenty (např. u zástupců rodu křídlatka či druhu netýkavka žláznatá) směrem po proudu, čímž umožňují invazním taxonům rychle překonávat bariéry a kolonizovat nová území. Vysoká náchylnost těchto břehových biotopů k invazím je dána jejich přirozenou dynamikou, kdy časté disturbance v podobě záplav či eroze vytvářejí obnažená místa. Ta poskytují ideální podmínky pro klíčení a uchycení nových jedinců díky snížené konkurenci původní vegetace (Richardson et al. 2007; Pyšek a Prach 1993). Mapování v těchto lokalitách je proto prioritní, neboť říční nivy slouží jako primární ohniska invaze, ze kterých se nepůvodní druhy následně šíří do okolní krajiny a ohrožují integritu ekosystémů v celém národním parku.

7.1.1 Národní park České Švýcarsko

Území Českosaského Švýcarska je rozděleno mezi Českou republiku a Německo. Česká část, označovaná jako České Švýcarsko, zaujímá přibližně jednu třetinu celkové rozlohy tohoto území, zatímco větší, zhruba dvoutřetinová část se nachází na území Německa a je označována jako Saské Švýcarsko (Koláček 2010). Českosaské Švýcarsko představuje nejrozsáhlejší pískovcové území v Evropě (Správa Národního parku České Švýcarsko 2025).

Národní park České Švýcarsko je součástí Labských pískovců a táhne se podél údolí řeky Labe (Münzbergová et al. 2013). Průměrné roční teploty se na území parku pohybují v rozmezí 6–8 °C, přičemž jihozápadní část parku je obecně teplejší než severovýchodní. Významnou roli zde však sehrává mikroklima hlubokých roklí, které má zásadní vliv na biodiverzitu území. Průměrné roční úhrny srážek dosahují přibližně 800 mm (Správa Národního parku České Švýcarsko 2025). Území je charakteristické častým střídáním kyselých pískovcových skal, plošin, zařízlých kaňonovitých údolí a roklí s místním výskytem čedičových výchozů (Münzbergová et al. 2013).

Fenomémem území národního parku jsou pískovcové skály, a to jak izolované věže, tak i rozsáhlá skalní města. Pískovec je hornina vzniklá mořským usazováním křemenného písku v období druhohor (křídý). Po ústupu moře byla vzniklá horninová deska vystavena různým typům zvětrávání, které postupně formovaly krajinu a ze souvislé desky vytvořily skalní věže. Díky dlouhodobému a nepřetržitému působení zvětrávacích procesů lze dnes v Českém Švýcarsku pozorovat rozmanité skalní tvary, jako jsou převisy či skalní brány (David a Soukup 2021).

Celé území národního parku spadá do úmoří Severního moře. Charakteristickým rysem oblasti je nízká hustota vodních toků, která souvisí s vysokou propustností pískovcového geologického podloží. Větší vodní toky proto většinou nevznikají přímo na území parku, ale pramení mimo něj. Mezi nejvýznamnější patří říčky Kamenice a Křinice, které se do Labe vlévají jako jeho pravostranné přítoky (Správa Národního parku České Švýcarsko 2025).

Většinu území národního parku České Švýcarsko (přes 97 %) tvoří lesní porosty, jejichž druhová skladba prošla v minulosti výraznou antropogenní proměnou (Správa Národního parku České Švýcarsko 2025; Münzbergová et al. 2013). Původní vegetaci pískovcového podloží tvořily dominantně acidofilní bučiny, které však byly v rámci

lesního hospodaření z velké části nahrazeny smrkovými a borovými monokulturami. Dosud zachované fragmenty přirozené vegetace představují zejména acidofilní doubravy na náhorních plošinách. Minimální plošné zastoupení mají v území lužní lesy, jejichž výskyt je omezen na prameniště a úzké nivy významnějších toků, jako jsou Kamenice a Křinice (Správa Národního parku České Švýcarsko 2025).

7.1.2 Křinice a Brtnický potok

Říčka Křinice (německy Kirnitzsch) pramení v nadmořské výšce 494 m n. m., v blízkosti obce Studánka. Část jejího toku se nachází na českém území, část na území Německa. Na počátku protéká městem Krásná Lípa, po několika kilometrech u obce Kyjov vstupuje do národního parku České Švýcarsko, v pískovcových skalách vytváří zařízlé Kyjovské údolí. V průběhu řeka přibírá několik menších vodních toků, jde o Vlčí potok (spolu s Panským potokem), Brtnický potok a Bílý potok. Od soutoku s Bílým potokem říčka začíná tvořit státní hranici. V oblasti bývalých osad Zadní Doubice a Zadní Jetřichovice vstupuje do skalní soutěsky Kirnitzschklamm (viz obr. 15) s oblíbenou turistickou atrakcí, převozem na pramicích v oblasti Horního splavu (Obere Schleuse). Dále se tok uklidňuje, přibírá přítok v podobě Červeného potoka a v širším údolí u Zadních Jetřichovic se do něj vlévá Jetřichovický potok. Následně Křinice překračuje státní hranici a v nadmořské výšce přibližně 250 m n. m., pokračuje na území Saská. Svou cestu pískovcovou oblastí řeka končí v německém Bad Schandau, kde se vlévá do Labe (Správa Národního parku České Švýcarsko 2024; 2025). Křinice formuje Kyjovské údolí, které patří k veřejnosti nejlépe přístupným částem národního parku. V obci Kyjov rovněž začíná naučná stezka, která po přibližně šesti kilometrech končí v Zadní Doubici (Křivánek 2024). Na území národního parku je koryto říčky Křinice v dobrém hydromorfologickém stavu, přičemž dřívější úpravy zahrnovaly pouze zpevnění břehů kameny a stavbu mostů. Na všech úsecích regulovaných kamenným záhozem, nebo betonovým zpevněním byl ponechán přirozený dnový substrát a místa jsou přirozeně oživena typickými společenstvy. Jedinou migrační překážku tvoří jez v lokalitě Obere Schleuse, využívaný pro rekreační plavbu. Další jez dále po proudu je Nedere Schleuse, ten ale leží již mimo NP České Švýcarsko. Naproti tomu horní úsek toku nad hranicemi parku je zřejmě pod silnějším vlivem lidské činnosti, což se projevuje jak v úpravách koryta a příčných bariérách, tak v možné horší kvalitě vody kvůli konkrétním zdrojům znečištění. Na

stav toku má v této části vliv i rybářské hospodaření, konkrétně vysazování původních i nepůvodních druhů ryb (Správa Národního parku České Švýcarsko 2025).



Obr. 15.: Řeka Křinice v hluboce zaříznutém údolí skalní soutěsky Kirnitzschklamm (foto autorka).

Brtnický potok představuje pravostranný přítok Křinice s celkovou délkou toku přibližně 7 km. Pramenná oblast se nachází severovýchodně pod Ptačím vrchem; v dalším průběhu koryto doplňuje pouze několik nevýznamných a bezejmenných přítoků (David a Soukup 2021; Ministerstvo zemědělství ČR a Ministerstvo životního prostředí ČR 2026). S Křinicí se Brtnický potok stéká u Brtnického mostu, těsně před bodem, kdy Křinice začíná tvořit státní hranici.

Z hlediska hydrologického členění spadají oba toky do mezinárodní oblasti povodí Labe a v rámci ČR do dílčího povodí Ohře, dolního Labe a ostatních přítoků Labe (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M. 2005; Povodí Ohře 2019). Příslušným správcem toků je státní podnik Povodí Ohře (Ministerstvo zemědělství ČR a Ministerstvo životního prostředí ČR 2026).

7.2 Terénní sběr dat

Terénní mapování bylo situováno do bezprostřední blízkosti dvou vodních toků – řeky Křinice a jejího pravostranného přítoku, Brtnického potoka. Sběr dat byl prostorově vymezen výhradně na úseky protékající územím národního parku České Švýcarsko.

V rámci terénního mapování byla zjištěna přítomnost a zároveň nasbírány údaje o následujících dvanácti nepůvodních a invazních taxonech:

- křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*)
- křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*)
- netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*)
- zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*)
- dub červený (*Quercus rubra*)
- janovec metlatý (*Cytisus scoparius*)
- kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*)
- pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*)
- borovice vejmutovka (*Pinus strobus*)
- šeřík obecný (*Syringa vulgaris*)
- bělotrn statný (*Echinops sphaerocephalus*)
- kohoutek věncový (*Lychnis coronaria*)

Veškeré záznamy byly v terénu zapisovány pomocí aplikace Field Maps (Esri 2026). Jde o mobilní aplikaci, která je určena pro operační systémy Android i iOS a vyžaduje licenci ArcGIS Online. Aplikace pracuje se dvěma základními typy mapových projektů: online mapou využívající síťové připojení a offline mapou, která umožňuje stažení vybraných oblastí pro práci v terénu bez datového signálu. V zájmovém území byl slabý datový signál, proto byly nálezy zanášeny právě do offline mapy, pořízená data následně vyžadovala synchronizaci po připojení k síti Wi-Fi. Vzhledem k nízké detailnosti podkladové offline mapy a kolísavé přesnosti GPS lokalizace v náročném terénu může u výsledných bodových a polygonových vrstev docházet k mírným polohovým odchylkám (až 10 m) oproti skutečnému výskytu invazních populací. Vlastní mapování probíhalo formou zákresu bodů nebo polygonů (u plošných či

liniových výskytů), přičemž ke každému nálezu byly vyplňovány detailní atributy zahrnující determinaci taxonu, pokryvnost, počet jedinců, vitalitu, fenologickou fázi a typ prováděného managementu (pakliže je nějaký prováděn). Aplikace rovněž umožňuje připojení fotodokumentace přímo k záznamu (Haveldová 2025).

Mapování probíhalo formou terénního průzkumu ve vegetační sezoně 2025. Nasbíraná vektorová data a přidružené atributy byly odeslány pomocí mapovací aplikace a dále zpracovány do formátu shapefile. Pro následnou analýzu bylo vybráno osm taxonů: (i) rod křídlatka, (ii) netýkavka žláznatá, (iii) rod zlatobýl, (iv) dub červený, (v) janovec metlatý, (vi) kolotočník ozdobný, (vii) pámelník bílý a (viii) borovice vejmutovka. Ostatní zmapované taxony (tzn. šerík obecný, bělotrn statný a kohoutek věncový) nepředstavují pro biotopy NP České Švýcarsko významné riziko; z tohoto důvodu nebyly zahrnuty do následných analýz ani do návrhu strategického plánu.

7.3 Zpracování dat

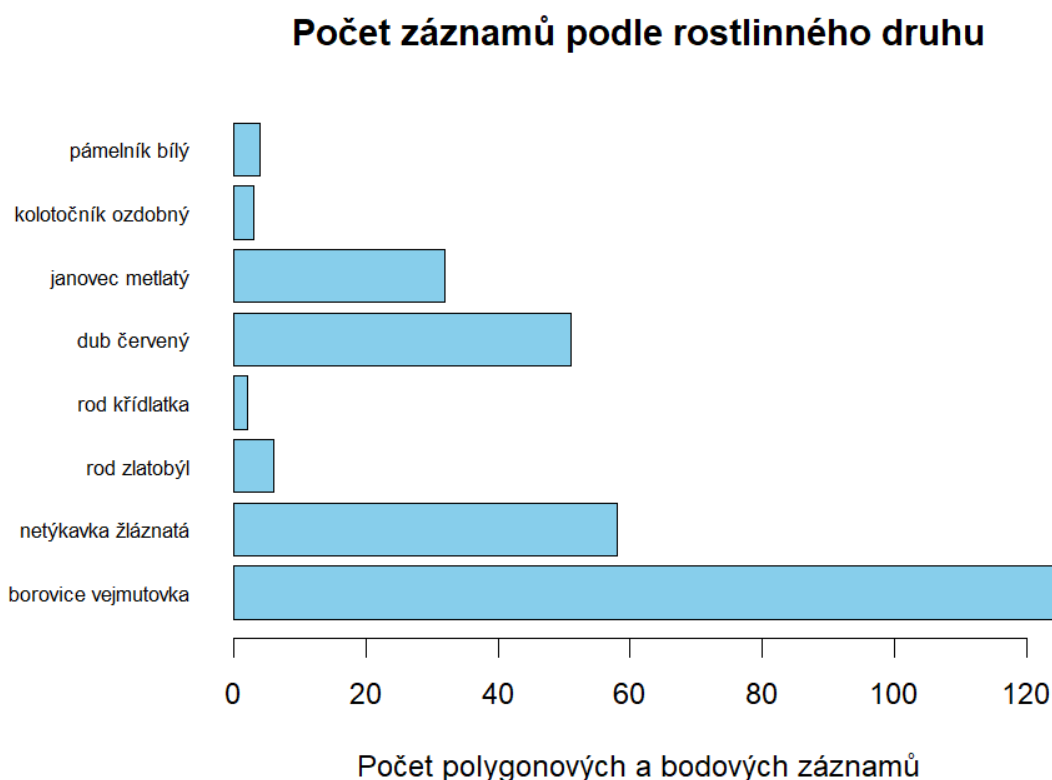
Nasbíraná data byla zpracována v programu ArcGIS Pro (Esri 2026b). Pomocí funkce Merge byly sloučeny jednotlivé datové vrstvy; v případě zjištění výrazných polohových odchylek (např. v důsledku vlivu hluboce zaříznutých údolí studovaného území) byly příslušné body a polygony manuálně revidovány. K sumarizaci ploch polygonových a bodových záznamů byla aplikována funkce Summarize. Stejný nástroj byl použit také ke zjištění četnosti nálezů jednotlivých taxonů a četnosti nálezů kolem jednotlivých vektorů šíření. Pro lepší vykreslení prostorových souvislostí s hydrologickou sítí byla do prostředí ArcGIS Pro integrována data z informačního systému HEIS VÚV, konkrétně byla využita vrstva A01 – vodní tok (tokový model) ve formátu shapefile, která podkladovou mapu doplnila o zvýrazněné trasy vodních toků (ponechána byla jen Křinice a Brtnický potok) (Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M. 2025). Z důvodu následného vyčíslení finanční nákladnosti likvidace nepůvodních druhů v zájmovém území byly provedeny analýzy sklonitosti a dostupnosti jednotlivých nálezů. Obě tato kritéria byla hodnocena v souladu s metodikou Náklady obvyklých opatření MŽP, která definuje limitní hranice a příslušné procentuální příplatky k základní ceně za obtížnost práce a zhoršenou logistiku v terénu (Ministerstvo životního prostředí ČR 2025). Na základě této metodiky byly nálezy kategorizovány do čtyř tříd sklonu (pod 15 %, 15–30 %, 30–45 % a nad 45 %), přičemž sklonitost byla určena z digitálního modelu povrchu (DMP

1G) vytvořeného z mračen bodů leteckého laserového skenování (Český úřad zeměměřický a katastrální 2010). Dostupnost lokalit byla posouzena na základě vlastního terénního šetření s ohledem na reálné bariéry v krajině a následně byla v prostředí GIS manuálně přiřazena k jednotlivým záznamům.

Pro sumarizaci a lepší orientaci ve zjištěných datech byl použit program Microsoft Excel (Microsoft 2026). K vytvoření grafů byl použit program R studio (Posit Software 2026). Výsledné mapové výstupy byly vytvořeny v rozhraní ArcGIS Pro (viz přílohy 1–3) s podkladovou topografickou mapou (Český úřad zeměměřický a katastrální 2010a).

8 Výsledky a diskuse

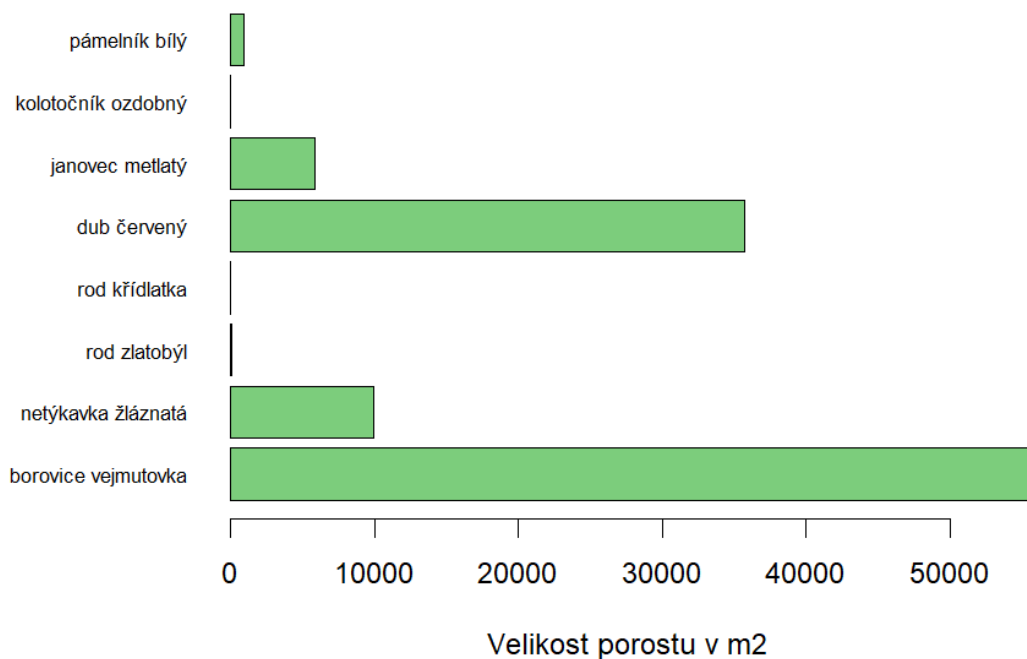
V rámci terénního mapování bylo zaznamenáno celkem 203 polygonových a 81 bodových záznamů (viz příloha 1). Celková rozloha sledovaných nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území dosahovala téměř 11 ha. Z hlediska četnosti výskytu dominovala borovice vejmutovka (124 záznamů), následovaná netýkavkou žláznatou (58), dubem červeným (51) a janovcem metlatým (32). Ostatní sledované taxony byly do mapy zaneseny v méně než deseti případech (viz obr. 16).



Obr. 16.: Počet bodových a polygonových záznamů jednotlivých mapovaných taxonů.

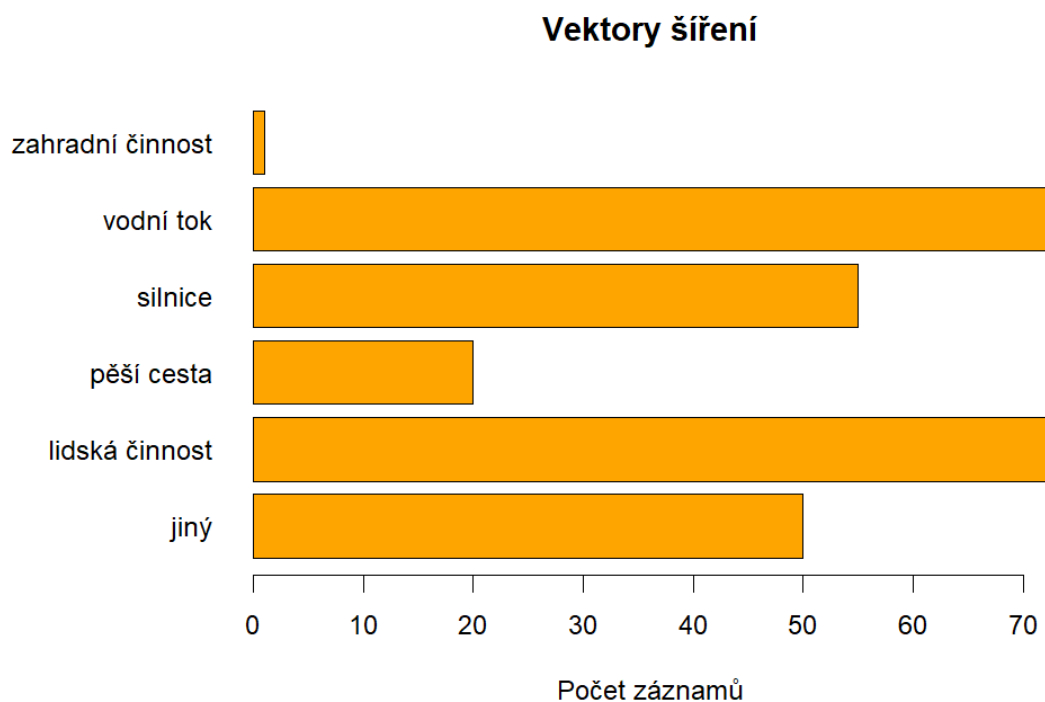
Z hlediska celkové invadované plochy dominantně převyšovala ostatní taxony borovice vejmutovka s rozlohou téměř 5,6 ha, což představuje více než polovinu celkové rozlohy všech mapovaných druhů. Významný podíl dále tvořil dub červený (3,6 ha), následovaný netýkavkou žláznatou (1 ha) a janovcem metlatým (0,6 ha). Plošný výskyt ostatních taxonů byl ve srovnání s výše uvedenými minimální (viz obr. 17).

Velikost porostu podle druhu



Obr. 17.: Celková rozloha zaznamenaných porostů podle jednotlivých taxonů v zájmovém území.

Analýza vektorů šíření v zájmovém území (viz obr. 18) identifikovala jako nejvýznamnější koridory vodní toky a lidskou činnost, u nichž bylo v obou případech evidováno přes 70 výskytů. Při interpretaci těchto dat je však nutné zohlednit zvolenou metodiku mapování, která primárně sledovala linie vodních toků. Dominantní zastoupení tohoto vektoru je tedy do značné míry odrazem intenzity vzorkování v daném prostředí, nikoliv nutně jeho absolutní ekologické dominance. Vysoký počet záznamů (50) u kategorie jiný v kontextu regionu poukazuje především na specifické nálezy borovice vejmutovky na skalních výchozech. Právě toto stanoviště představuje pro daný druh ideální podmínky k prosperitě, přičemž samotný reliéf skalních měst zde funguje jako primární vektor šíření. Významný podíl nálezů byl situován také podél silnic (55); v podmínkách národního parku se však v drtivé většině jedná o vyasfaltované turistické trasy s minimálním provozem motorových vozidel. Seznam uzavírají pěší cesty s 20 záznamy a zcela minimální výskyt u kategorie zahradní činnost.



Obr. 18.: Četnost výskytu sledovaných taxonů v závislosti na vektorech šíření.

Oblast Českosaského Švýcarska je protnuta státní hranicí, která toto unikátní pískovcové území dělí na národní park České Švýcarsko na české straně a Nationalpark Sächsische Schweiz na straně německé. Vzhledem k tomuto administrativnímu rozdělení je pro efektivní potlačení invazních druhů nezbytná úzká přeshraniční spolupráce, neboť šíření nepůvodních organismů nerespektuje politické hranice. Tato problematika je kritická zejména v úseku, kde řeka Křinice tvoří samotnou státní hranici a její břehy náleží dvěma různým státům. V tomto prostoru jsou zaznamenány masivní výskyty netýkavky žláznaté, zatímco na přilehlých německých svazích se nacházejí populace dubu červeného. Úspěšný management těchto druhů vyžaduje prioritní a koordinovaný postup obou správ národních parků, aby se zamezilo jejich dalšímu šíření na obou stranách hranice.

Vzhledem k tomu, že podél většiny mapovaných úseků vedou turistické trasy, bylo možné efektivně zmapovat i druhy vázané na cestní síť. Typickým příkladem byl janovec metlatý, který v souladu s předpoklady vykazoval striktně liniovou strukturu podél cest, a dále zlatobýl kanadský. Překvapivým zjištěním byl nález dvou lokalit pámelníku bílého, jejichž výskyt vykazoval prostorovou vazbu na místa zaniklého historického osídlení. V zájmovém území naopak nebyly zjištěny žádné rozsáhlé

porosty křídlatek, které v jiných částech národního parku představují závažný managementový problém.

Terénní šetření bylo na mnoha lokalitách limitováno ztíženou přístupností koryta vodního toku. V úsecích, kde řeka Křinice tvoří státní hranici, byl bezprostřední přístup k toku místy zcela znemožněn přítomností skalních výchozů lemujících břehy, což činí koryto přístupným pouze z vodní hladiny. V některých partiích nebyl bezprostřední přístup ke korytu bezpečný díky kůrovcové kalamitě, která zde zanechala množství popadaných a nestabilních stromů. Kromě fyzických bariér byla přesnost sběru dat ovlivněna také technickými limity, konkrétně nedostatečným detailem podkladových map pro off-line režim a kolísavou přesností GPS souřadnic, která ztěžovala přesnou lokalizaci nálezů.

8.1 Prioritizace a likvidace nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území

Pro národní Park České Švýcarsko a Chráněnou krajinnou oblast Labské pískovce byla vytvořena Strategie managementu nepůvodních a invazních druhů rostlin v národním parku České Švýcarsko a Chráněné krajinné oblasti Labské pískovce 2025–2041 (dále Strategie managementu). Jejím cílem je vytvořit návrh efektivní strategie managementu invazních a nepůvodních druhů, která bude v současných legislativních mezích a zároveň bude respektovat finanční možnosti Správy Národního parku. Součástí Strategie managementu je detailní zpracování vybraných invazních druhů, které zahrnuje definování konkrétních cílů i doporučených metod jejich likvidace. U každého taxonu je k dispozici mapový výstup založený na terénním mapování podél cestní sítě, které bylo realizováno v letech 2020–2022 v rámci projektu Strategie a vyhodnocení managementu invazních druhů rostlin v CHKOLP a NPCŠŠ (Pergl et al. 2025). Tato data poskytují relevantní základ pro případnou komparaci s vlastním terénním průzkumem, provedeným v roce 2025 v rámci předkládané bakalářské práce.

Výsledky provedeného terénního šetření v povodí Křinice a Brtnického potoka potvrzují většinu tezí uvedených ve Strategii managementu, například dominanci borovice vejmutovky. Tento druh se roztroušeně vyskytuje na téměř celém území NP České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce. V rámci mapování byla potvrzena teze, že počet dospívajících jedinců z přirozeného zmlazení mnohonásobně převyšuje počet dospělých, plodných stromů (Pergl et al. 2025). Pro efektivní regulaci populace je

vhodné zvolit kombinaci aktivního odstraňování plodných jedinců mechanickými metodami a soustavnou likvidaci juvenilních jedinců, a to i na obtížně přístupných skalních stanovištích. Do tohoto náročného procesu se rovněž nabízí zapojení dobrovolníků z řad veřejnosti. Obdobně naléhavý přístup vyžaduje dub červený. Vlastní průzkum identifikoval početné populace tohoto taxonu na svazích nad Křinicí na německé straně hranice (viz příloha 2), což podtrhuje nezbytnost koordinace kontrolních opatření se saskými partnery. V úseku horního toku Křinice a Brtnického potoka je výskyt zatím omezen na jednotlivé exempláře, u kterých je žádoucí okamžitá likvidace kombinací mechanických a chemických metod, čímž se zamezí jejich dalšímu šíření do navazujících částí povodí. Dané lokality je nutné po zásahu monitorovat a aktivně likvidovat případné semenáčky.

V rámci keřového patra byl identifikován zejména janovec metlatý – v zájmovém území byly zaznamenány především liniové výskyty podél turistických stezek, které slouží jako hlavní vektor šíření. Přestože janovec zatím netvoří rozsáhlé plošné porosty narušující integritu společenstev, vzhledem k vysoké prosperitě monitorovaných jedinců by bylo vhodné přistoupit k jejich neodkladné likvidaci, která bude díky dobré dostupnosti lokalit logisticky i finančně nenáročná. Naproti tomu výskyt pámelníku bílého nepředstavuje bezprostřední prioritu; dvě identifikované lokality u zaniklých historických sídel vykazují nízkou invazní dynamiku a absenci spontánního šíření.

Mezi bylinnými taxony vyžaduje specifickou pozornost kolotočník ozdobný, považovaný za druh s velmi vysokým invazním potenciálem. Zatímco Strategie managementu uvádí jeho ojedinělou přítomnost pouze v údolí Kamenice (Pergl et al. 2025); aktuální šetření prokázalo nové nálezy v bezprostřední blízkosti Křinice. Vzhledem k jejich izolovanému charakteru je doporučena okamžitá eradikace vytrháváním či vykopáváním. Lokality je poté nezbytné monitorovat a v případě agresivního šíření druhu přistoupit k aplikaci chemických metod; ty však musí být prováděny s maximální šetrností s ohledem na ochranu vodního prostředí. Stejný postup eradikace je vhodný i v případě rodu zlatobýl, u kterého byly také zjištěny jen izolované výskyty, jejichž primárním vektorem šíření je cestní síť. V případě křídlatek byly v rámci mapování zjištěny pouze dvě lokality výskytu. Prvním výskytem je porost v obci Kyjov. U tohoto výskytu je důležitá domluva s majitelem pozemku a následné zajištění urychlené likvidace porostu pomocí aplikace herbicidu. Druhá lokalita se nachází na soukromém pozemku v blízkosti osady Niedermühle

(Hinterhermsdorf). Jde o juvenilního jedince zřejmě zmlazeného po aplikaci managementu. Toto místo je žádoucí nadále monitorovat a aktivně zasáhnout pouze v případě, že by hrozilo šíření rostliny na okolní pozemky. Kritickou situaci představuje invaze netýkavky žláznaté, která masivně zasahuje hraniční úsek Křinice od bývalého hotelu Český mlýn dále po proudu. V této fázi invazního procesu je proto klíčové zajistit stabilizaci populací prostřednictvím pravidelného managementu. Pozoruhodným zjištěním je absence výskytu netýkavky žláznaté v horní části sledovaného úseku řeky Křinice (od Kyjova k bývalému hotelu Český mlýn) (viz příloha 3), stejně jako podél toku Brtnického potoka, kde nebyl tento druh zaznamenán. Koncentrace populací v pohraničním pásmu naznačuje, že se propagule do jádrového území národního parku šíří pravděpodobně z horních partií povodí ležících mimo hranice národního parku a k uchycení rostlin dochází až v nižších úsecích, kde koryto vykazuje nižší sklon, větší šířku a rozvinuté meandrování, což vytváří vhodné podmínky pro depozici semen a následnou kolonizaci břehů. Z hlediska celkové strategie by bylo žádoucí identifikovat tyto primární zdroje v pramenných oblastech a zvážit možnost managementových zásahů i mimo chráněné území, čímž by se zamezilo kontinuálnímu přísunu diaspor po proudu do NPCŠ. Jako možný významný lokální zdroj semen byl identifikován pravostranný přítok Křinice – potok Heidelberg. Terénní průzkum provedený v úseku přibližně 400 metrů nad soutokem potvrdil masivní výskyt netýkavky žláznaté. Pro efektivní ochranu navazujícího území je proto nezbytné realizovat podrobnější mapování horního toku Heidelbergu na německé straně a v případě potvrzení jeho role jako invazního koridoru iniciovat společná managementová opatření se saskými partnery.

Pro stanovení priorit managementu jednotlivých taxonů byla využita metodika prioritizace invazních druhů vypracovaná v rámci Strategie managementu nepůvodních a invazních druhů rostlin v NP České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce 2025–2041 (Pergl et al. 2025). Tato klasifikace pracuje s pětistupňovou škálou, kde každé kategorii náleží specifická charakteristika a doporučený postup eradikace (viz tab. 1). Jelikož původní strategie Pergl et al. (2025) nezahrnuje pámelník bílý, byl tomuto druhu na základě poznatků získaných během vlastního terénního mapování a vyhodnocení jeho impaktu v území přiřazen stupeň priority 4.

Tab. 1: Charakteristika a doporučený postup eradikace vybraných nepůvodních a invazních druhů v zájmovém území. Upraveno podle Pergl et al. (2025).

Rostlinný taxon	Priorita managementu na území NPČŠ
borovice vejmutovka	1
netýkavka žláznatá	1
rod zlatobýl	1
rod křídlatka	1
dub červený	1
janovec metlatý	2; 3
kolotočník ozdobný	1
pámelník bílý	4

Legenda:

- 1 - druh s prioritní eradikací;
- 2 - druh eradikovat, ale vzhledem k např. nižší schopnosti šíření lze jeho likvidaci odložit,
- 3 – druh, který lze omezovat v rámci běžné údržby krajiny;
- 4 - druh tolerovatelný, který není potřeba eradikovat a na území jej lze ponechat za podmínky absence náznaků negativního impaktu;
- 5 – druh tolerovaný, tj. druh s negativním impaktem, který v daném území je tolerován z důvodu nemožnosti jeho praktické eradikace.

Při stanovování priorit likvidace je nezbytné posuzovat nejen biologické vlastnosti daného taxonu, ale také prostorový kontext nálezu. Priorita zásahu se významně liší v závislosti na kategorizaci území; výskyt stejného druhu v přírodní zóně národního parku představuje podstatně závažnější ekologické riziko než nález v zóně soustředěné péče o krajinu. Souběžně je nutné zhodnotit potenciální vektory šíření, kdy populace v bezprostřední blízkosti např. vodního toku, fungujícího jakožto potenciální transportní koridor, vykazují vyšší míru nebezpečí pro navazující území než populace izolované. Tuto problematiku prioritizace zohledňuje Metodika managementu likvidace nepůvodních a invazních rostlin (Vojík et al. 2024). Tato metodika klasifikuje nálezy do tří úrovní naléhavosti. Vysoká priorita, vyžadující okamžitou likvidaci, je přiřazena výskytům v přírodních a přírodě blízkých zónách národních parků či v prvních zónách chráněných krajinných oblastí. Střední priorita se vztahuje na lokality podél cest, komunikací a vodních toků, kde existuje vysoké riziko dalšího šíření. Poslední kategorii pak tvoří nálezy s nízkou prioritou, u nichž bezprostřední managementový zásah není nezbytný. Téměř všechny nálezy v zájmovém území tak na základě této metodiky spadají do kategorií střední až vysoké priority (Vojík et al. 2024). V praxi je tedy nutné postupovat od nejceněnějších lokalit (přírodní a přírodě blízké zóny) po ty méně ekologicky cenné (zóna soustředěné péče o přírodu a zóna kulturní krajiny). Paralelně s tím je sledována míra agresivity šíření taxonů; prioritou

jsou druhy s nejvyšším rizikem pro okolní biotopy, u nichž je nutná okamžitá eliminace, zatímco u méně problematických druhů je přípustná vyšší míra tolerance.

8.2 Finanční nákladnost likvidace nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území

Celkové náklady na realizaci navržených opatření byly kalkulovány ve dvou scénářích, které se liší zvolenou technologií zásahu u klíčových taxonů. Výpočet v obou případech striktně vychází ze Sazebníku nákladů obvyklých opatření MŽP pro rok 2026 (dále jen Sazebník MŽP) (Ministerstvo životního prostředí ČR 2025) a zohledňuje specifické terénní příplatky za svažitost a ztíženou dostupnost. Svažitost u jednotlivých lokalit byla stanovena pomocí prostorových analýz v prostředí ArcGIS. Je však nutné upozornit, že výsledné hodnoty mohou vykazovat mírné odchylky. Ty jsou dány zejména potenciální nepřesností některých lokalizací jednotlivých nálezů, které mohou vykazovat odchylku až 10 m. Parametr ztížené dostupnosti byl jednotlivým nálezům přiřazen na základě terénního průzkumu. Jelikož se jedná o hodnocení založené na subjektivním pohledu hodnotitele, je zapotřebí počítat s tím, že výsledná kalkulace této položky se může v závislosti na konkrétním zhotoviteli mírně lišit.

Ekonomická varianta (viz tab. 2) s celkovými náklady přibližně 260 000 Kč nabízí řešení s minimálními vstupními nároky na rozpočet. Hlavním přínosem je rychlá eliminace vzrostlejších jedinců dubu červeného a borovice vejmutovky metodou kácení. Potenciálním problémem však může být nízká efektivita u juvenilních porostů borovice. Metoda kácení je v Sazebníku MŽP primárně určena pro dřeviny s jasně definovaným kmenem, nikoliv pro husté nálety semenáčků. V podmínkách extrémní svažitosti a členitosti terénu hrozí u této varianty vysoké riziko přehlédnutí drobných jedinců, což by nevedlo k úplnému potlačení invaze a tudíž k nutnosti opakování zásahu v krátkém časovém horizontu.

Tab. 2.: Výpočet předpokládaných nákladů managementu nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území – ekonomická varianta. Metody likvidace a ceny opatření dle Ministerstvo životního prostředí ČR (2025).

Rostlinný taxon	Počet jedinců	Velikost porostu v m ² (zaokrouhlené na 2 des. místa)	Metoda likvidace	Cena opatření	Cena managementu	Přípočet za špatnou dostupnost + 10 %	Přípočet za svažitost	Jednorázová základní částka za provedení opatření
borovice vejmutovka	744	55770,49	Kácení volné, průměr kmene na pařezu 11-20 cm	173 Kč/ks	128 712,00 Kč	129 023,40 Kč	168 225,20 Kč	-
netýkavka žláznatá	-	9912,22	Likvidace bylin	6,23 Kč/m ²	61 753,13 Kč	66 029,06 Kč	-	3 000,00 Kč
rod zlatobýl	62	38,85	Likvidace bylin	6,23 Kč/m ²	242,04 Kč	251,30 Kč	-	3 000,00 Kč
rod křídlatka	-	5	Likvidace postřikem na listovou plochu	7 Kč/m ²	35,00 Kč	-	-	3 000,00 Kč
dub červený	175	35705,1	Zátěr pařezu dřeviny nad 10 cm průměru kmene na řezné ploše pařezu	17 Kč/ks	2 975,00 Kč	3 204,50 Kč	4 331,60 Kč	3 000,00 Kč
janovec metlatý	76	5821,34	Zátěr pařezu dřeviny do 10 cm průměru kmene na řezné ploše pařezu	7 Kč/ks	532,00 Kč	541,80 Kč	-	3 000,00 Kč
kolotočník ozdobný	4	4	Likvidace bylin	6,23 Kč/m ²	24,92 Kč	31,77 Kč	-	3 000,00 Kč
pámelník bílý	80	950,59	Zátěr pařezu dřeviny do 10 cm průměru kmene na řezné ploše pařezu	7 Kč/ks	560,00 Kč	581,00 Kč	-	3 000,00 Kč
celkem								261 026,73 Kč

Nákladnější varianta s odhadovanými náklady cca 1 347 000 Kč (viz tab. 3) v případě likvidace borovice vejmutovky uplatňuje metodu individuálního odstraňování náletu. Tato technologie je sice finančně náročná, neboť se kalkuluje z celkové plochy zásahu, ale přesně odpovídá reálnému stavu porostů v zájmovém území. Vzhledem k tomu, že borovice vejmutovka tvoří v lokalitě převážně husté kobercové nálety (výška do 3 m, průměr kmene cca 10 cm), je plošně zaměřený zásah jedinou cestou k dosažení úplné eliminace druhu. Zásadním faktorem, který v této variantě navyšuje cenu, je kumulace příplatků za sklonitost a ztíženou dostupnost. Tyto příplatky se u náročnější metody vypočítávají z vyšší základní sazby za jednotku plochy, což vytváří výrazný finanční rozdíl oproti levnějšímu scénáři. Navzdory vysoké ceně však tato varianta minimalizuje budoucí náklady na následnou péči. Investice do důsledné likvidace všech vývojových stádií invazních druhů se v podmínkách národního parku jeví jako udržitelnější strategie, neboť zabráňuje dalšímu šíření semen do okolních, doposud nezasažených lokalit. Rozdíl oproti levnější variantě je také v metodě likvidace dubu červeného, injekce herbicidu do kmene je více než o polovinu dražší než nátěr

herbicidu na pařez. Tato metoda má však plno výhod v podobě vysoké účinnosti, vysoké selektivity či nízké spotřeby herbicidu (Stejskal 2021). Ve výsledku tedy tato finančně náročnější metoda může vést k mnohem efektivnějšímu potlačení invaze. Dražší alternativou likvidace kolotočníku využitě v tabulce 3 je likvidace pomocí postřiku herbicidem. V zájmovém území je rozsah invaze tohoto druhu opravdu velmi malý, je tedy otázkou, jestli by využití chemické metody namísto mechanické přineslo výrazně lepší výsledek.

Tab. 3.: Výpočet předpokládaných nákladů managementu nepůvodních a invazních taxonů v zájmovém území – nákladnější varianta. Metody likvidace a ceny opatření dle Ministerstvo životního prostředí ČR (2025).

Rostlinný taxon	Počet jedinců	Velikost porostu v m ² (zaokrouhlené na 2 des. místa)	Metoda likvidace	Cena opatření	Cena managementu	Přípočet za špatnou dostupnost + 10 %	Přípočet za svažitost	Jednorázová základní částka za provedení opatření
borovice vejmutovka	744	55770,49	Individuální odstranění náletu nad 3 m výšky do 10 cm průměru kmene na řezné ploše pařezu	17 Kč/m ²	948 098,33 Kč	959 922,92 Kč	1 239 410,96 Kč	10 000,00 Kč
netýkavka žláznatá	-	9912,22	Likvidace bylin	6,23 Kč/m ²	61 753,13 Kč	66 029,06 Kč	-	3 000,00 Kč
rod zlatobýl	62	38,85	Likvidace bylin	6,23 Kč/m ²	242,04 Kč	251,30 Kč	-	3 000,00 Kč
rod křídlatka	-	5	Likvidace postřikem na listovou plochu	7 Kč/m ²	35,00 Kč	-	-	3 000,00 Kč
dub červený	175	35705,1	Injektáž dřevin herbicidem do kmene ojedinělé výskyty	37 Kč/ks	6 475,00 Kč	6 974,50 Kč	9 427,60 Kč	3 000,00 Kč
janovec metlatý	76	5821,34	Zátěr pařezu dřeviny do 10 cm průměru kmene na řezné ploše pařezu	7 Kč/ks	532,00 Kč	541,80 Kč	-	3 000,00 Kč
kolotočník ozdobný	4	4	Likvidace postřikem na listovou plochu	7 Kč/m ²	28,00 Kč	35,70 Kč	-	3 000,00 Kč
pámelník bílý	80	950,59	Zátěr pařezu dřeviny do 10 cm průměru kmene na řezné ploše pařezu	7 Kč/ks	560,00 Kč	581,00 Kč	-	3 000,00 Kč
celkem								1 347 312,42 Kč

9 Závěr

Výsledky práce potvrzují, že výskyt invazních a nepůvodních taxonů v zájmovém území dosáhl takového rozsahu, který již vyžaduje systémové řešení a intenzivní management. Vzhledem k vysoké míře invazní progrese, zejména u borovice vejmutovky a netýkavky žláznaté, je okamžitá a plošná eliminace všech ohnisek z technických i finančních důvodů nereálná. Z pohledu Správy Národního parku České Švýcarsko je proto žádoucí postupovat diferencovaně na základě stanovených priorit. Strategie likvidace musí prioritně cílit na nejohroženější lokality (přírodní a přírodě blízké zóny) a na nejnebezpečnější taxony s vysokým potenciálem šíření. Metodický postup od nejnaléhavějších zásahů v jádrových územích parku směrem k méně prioritním druhům v zónách soustředěné péče umožní efektivní využití omezených finančních prostředků. Předložený rozpočet nabízí dvě rozdílné varianty: (i) ekonomickou variantu pro základní regulaci vzrostlých dřevin a (ii) nákladnější, komplexní variantu pro důslednou likvidaci hustých náletů v náročném terénu. Ačkoliv druhá varianta vyžaduje vyšší počáteční investici kvůli specifickým metodám likvidace v náročném terénu, představuje z dlouhodobého hlediska udržitelnější přístup, který minimalizuje riziko opětovného rozvoje invaze a tím i budoucí náklady na opakované zásahy.

Práce reaguje na absenci systematického mapování nepůvodních a invazních druhů rostlin v okolí vodních toků, jakožto hlavních transportních koridorů na území národního parku České Švýcarsko a usiluje o zaplnění této informační mezery. Výzkum byl realizován v návaznosti na mezinárodní projekt IDEAL, zaměřený na vodní hospodářství a ochranu vodních zdrojů. Pro komplexní analýzu problematiky invazních rostlin ve vztahu k hydrologické síti bude nezbytné provést detailní terénní šetření podél všech klíčových vodních toků v regionu.

Data shromážděná v rámci bakalářské práce mohou sloužit jako relevantní podklad pro následné mapování a monitoring výskytu invazních rostlin na území národního parku České Švýcarsko. Výsledný dataset je součástí Nálezové databáze ochrany přírody (AOPK 2026), jedná se tedy o využitelný a aktuální zdroj informací pro plánování i realizaci eradikačních opatření v rámci aktuálních projektů správy území. Práce zároveň slouží jako odborný podklad obsahující konkrétní doporučení k

likvidaci vybraných nepůvodních a invazních taxonů v povodí Křinice a Brtnického potoka.

Seznam literatury

AOPK, 2025. Invazní druhy z unijního seznamu. *AOPK*. Online [vid. 2025-11-29]. Dostupné z: <https://invaznidruhy.aopk.gov.cz/invazni-druhy-z-unijniho-seznamu>

AOPK, 2026. *Nálezová databáze ochrany přírody*. Online [vid. 2026-03-04]. Dostupné z: <https://portal23.nature.cz/nd/>

BACHER, Sven; Tim M. BLACKBURN; Franz ESSL; Piero GENOVESI; Jaakko HEIKKILÄ; Jonathan M. JESCHKE; Glyn JONES; Reuben KELLER; Marc KENIS; Christoph KUEFFER; Angeliki F. MARTINO; Wolfgang NENTWIG; Jan PERGL; Petr PYŠEK; Wolfgang RABITSCH; David M. RICHARDSON; Helen E. ROY; Wolf-Christian SAUL; Riccardo SCALERA; Montserrat VILÀ; John R. U. WILSON a Sabrina KUMSCHICK, 2018. Socio-economic impact classification of alien taxa (SEICAT). *Methods in Ecology and Evolution*. Online. **9**(1), 159–168. ISSN 2041-210X. Dostupné z: doi:10.1111/2041-210X.12844

BACHER, Sven; Bella GALIL; Martín NUÑEZ; Michael ANSONG; Phillip CASSEY; Katharina DEHNEN-SCHMUTZ; George FAYVUSH; Ankila HIREMATH; Makihiko IKEGAMI; Angeliki MARTINO; Shana MCDERMOTT; Cristina PREDA; Olaf WEYL; Romina FERNANDEZ a Ellen RYAN-COLTON, 2023. *Chapter 4. Impacts of invasive alien species on nature, nature's contributions to people, and good quality of life*. Online. Bonn, Germany: IPBES secretariat. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.5281/zenodo.7430731>

BERCHOVÁ BÍMOVÁ, Kateřina; Martina KADLECOVÁ a Martin VOJÍK, 2019. *Hodnocení efektivity likvidace invazních druhů rostlin*.

BLACKBURN, Tim M.; Franz ESSL; Thomas EVANS; Philip E. HULME; Jonathan M. JESCHKE; Ingolf KÜHN; Sabrina KUMSCHICK; Zuzana MARKOVÁ; Agata MRUGAŁA; Wolfgang NENTWIG; Jan PERGL; Petr PYŠEK; Wolfgang RABITSCH; Anthony RICCIARDI; David M. RICHARDSON; Agnieszka SENDEK; Montserrat VILÀ; John R. U. WILSON; Marten WINTER; Piero GENOVESI a Sven BACHER, 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biology*. Online. **12**(5), e1001850. ISSN 1545-7885. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pbio.1001850

ČESKO, 1992. *Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny*. Online. Praha: Sbírka zákonů České republiky [vid. 2025-11-28]. Dostupné z: <https://www.e-sbirka.cz/sb/1992/114/2000-01-01?zalozka=text>

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD, 2025. *Charakteristiky okresů*. Online [vid. 2026-02-03]. Dostupné z: <https://csu.gov.cz/ulk/charakteristiky-okresu>

ČESKÝ ÚŘAD ZEMĚMĚŘICKÝ A KATASTRÁLNÍ, 2010a. Prohlížeč služba WMS - ZTM 50. *Geoportál ČÚZK*. Online [vid. 2026-03-15]. Dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(cs3gnckw0tiylmj3idievgoc\)\)/Default.aspx?menu=3117&mode=TextMeta&side=wms.verejne&metadataID=CZ-CUZK-WMS-ZTM50&metadataXSL=metadata.sluzba](https://geoportal.cuzk.cz/(S(cs3gnckw0tiylmj3idievgoc))/Default.aspx?menu=3117&mode=TextMeta&side=wms.verejne&metadataID=CZ-CUZK-WMS-ZTM50&metadataXSL=metadata.sluzba)

ČESKÝ ÚŘAD ZEMĚMĚŘICKÝ A KATASTRÁLNÍ, 2010b. ZABAGED® - Výškopis - DMP 1G. Digitální model povrchu České republiky 1. generace v S-JTSK, Bpv. *Geoportál ČÚZK*. Online [vid. 2026-03-15]. Dostupné z: [https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(ddd2ju5kqqaey5kaqfzn1bbh\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=vyskopis&metadataID=CZ-CUZK-DMP1G-V&head_tab=sekce-02-gp&menu=303%20target=](https://geoportal.cuzk.cz/(S(ddd2ju5kqqaey5kaqfzn1bbh))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=vyskopis&metadataID=CZ-CUZK-DMP1G-V&head_tab=sekce-02-gp&menu=303%20target=)

DAVID, Petr a Vladimír SOUKUP, 2021. *ČESKÉ ŠVÝCARSKO ZNÁMÉ I NEZNÁMÉ*. 1. vyd. Praha: Euromedia Group, a. s.

DOGRA, Kuldeep S; Ravinder K KOHLI; Sarvesh K SOOD; Parveen K DOBHAL a Seema SHARMA, 2011. *Biological Invasions, Its Type And Impact On Global Scale: A Review*. Online. [vid. 2026-02-08]. Dostupné z: <https://scispace.com/pdf/biological-invasions-its-type-and-impact-on-global-scale-a-3ci5cz7gwb.pdf>

DYDERSKI, Marcin K.; Damian CHMURA; Łukasz DYLEWSKI; Paweł HORODECKI; Andrzej M. JAGODZIŃSKI; Marcin PIETRAS; Piotr ROBAKOWSKI a Beata WOZIWODA, 2020. Biological Flora of the British Isles: *Quercus rubra*. *Journal of Ecology*. Online. **108**(3), 1199–1225. ISSN 0022-0477. Dostupné z: doi:10.1111/1365-2745.13375

ESRI, 2026a. *ArcGIS Field Maps*. Online [vid. 2026-02-02]. Dostupné z: <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-field-maps/overview>

ESRI, 2026b. *ArcGIS Pro*. Online. 2026. [vid. 2026-02-24]. Dostupné z: <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>

EUROPEAN COMMISSION, 2025. *Invasive Alien Species*. Online [vid. 2025-11-03]. Dostupné z: https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/invasive-alien-species_en

EVROPSKÝ PARLAMENT A RADA (EU), 2014. *Nariadení 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*. Štrasburk: Úřední věstník Evropské unie.

GOOGLE, 2026. *Gemini 3 Flash*. Online. 2026. [vid. 2026-03-15]. Dostupné z: <https://gemini.google.com>

- GÖRNER, Tomáš, 2025a. borovice vejmutovka. *Portál AOPK ČR – Druhový informační systém*. Online [vid. 2025-11-26]. Dostupné z: <https://portal.nature.cz/w/druh-38736#/>
- GÖRNER, Tomáš, 2025b. netýkavka žláznatá. *Portál AOPK ČR – Druhový informační systém*. Online [vid. 2025-11-22]. Dostupné z: <https://portal.nature.cz/w/druh-37672#/>
- GÖRNER, Tomáš, 2025c. zlatobýl kanadský. *Portál AOPK ČR – Druhový informační systém*. Online [vid. 2025-11-21]. Dostupné z: <https://portal.nature.cz/w/druh-39815#/>
- HADINCOVÁ, Věra; Iva KÖHNLEINOVÁ; Jana MAREŠOVÁ a Ludvík ŠAJTAR, 2008. Šíření borovice vejmutovky v lesích České republiky. *Živa*. Online. **3**, 108–110 [vid. 2025-11-24]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/sireni-borovice-vejmutovky-v-lesich-ceske-republik.pdf>
- HÄRTEL, Handrij; Jan PERGL; Jan ŠÍMA a Petr BAUER, 2015. *Invazní rostliny v chráněných územích*. Online. Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/344454738>
- HAVELDOVÁ, Alice, 2025. *Manuál k zapisovací aplikaci FieldMaps*.
- HEJDA, Martin a Petr PYŠEK, 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological Conservation*. Online. **132**(2), 143–152. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2006.03.025
- HELSEN, Kenny; Martin DIEKMANN; Guillaume DECOCQ; Karen DE PAUW; Sanne GOVAERT; Bente Jessen GRAAE; Jenny HAGENBLAD; Jaan LIIRA; Anna ORCZEWSKA; Pieter SANCZUK; Koenraad VAN MEERBEEK a Pieter DE FRENNE, 2021. Biological flora of Central Europe: *Impatiens glandulifera* Royle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. Online. **50**, 125609. ISSN 14338319. Dostupné z: doi:10.1016/j.ppees.2021.125609
- HERRERA-REDDY, Angelica M.; Raymond I. CARRUTHERS a Nicholas J. MILLS, 2012. Integrated Management of Scotch Broom (*Cytisus scoparius*) Using Biological Control. *Invasive Plant Science and Management*. Online. **5**(1), 69–82 [vid. 2026-03-21]. ISSN 1939-7291. Dostupné z: doi:10.1614/IPSM-D-11-00048.1
- CHMURA, Damian, 2020. The Spread and Role of the Invasive Alien Tree *Quercus rubra* (L.) in Novel Forest Ecosystems in Central Europe. *Forests*. Online. **11**(5), 586. ISSN 1999-4907. Dostupné z: doi:10.3390/f11050586
- IDEAL-SNCZ, 2026. *IDEAL: Význam vzdělávání v oblasti vody v evropském regionu Labe*. Online [vid. 2026-02-16]. Dostupné z: <https://idealsncz.eu/>

- IPBES, 2019. *Globální hodnoticí zpráva Mezivládního vědecko-politického panelu pro biologickou rozmanitost a ekosystémové služby o biologické rozmanitosti a ekosystémových službách – Shrnutí pro tvůrce politik*. Online. [vid. 2026-02-23]. Dostupné z: https://mzp.gov.cz/system/files/2025-01/IPBES_Glob%C3%A1ln%C3%AD%20hodnot%C3%ADc%C3%AD%20zpr%C3%A1va_STP.pdf
- IUCN, 2026. *Environmental Impact Classification for Alien Taxa*. Online [vid. 2026-03-07]. Dostupné z: <https://iucn.org/resources/conservation-tool/environmental-impact-classification-alien-taxa>
- JONES, Daniel; Gareth BRUCE; Mike S. FOWLER; Rhyan LAW-COOPER; Ian GRAHAM; Alan ABEL; F. Alayne STREET-PERROTT a Daniel EASTWOOD, 2018. Optimising physiochemical control of invasive Japanese knotweed. *Biological Invasions*. Online. **20**(8), 2091–2105. ISSN 1387-3547. Dostupné z: doi:10.1007/s10530-018-1684-5
- KADLECOVÁ, Martina; Martin VOJÍK; Josef KUTLVAŠR a Kateřina BERCHOVÁ BÍMOVÁ, 2022. Time to kill the beast – Importance of taxa, concentration and timing during application of glyphosate to knotweeds. *Weed Research*. Online. **62**(3), 215–223. ISSN 0043-1737. Dostupné z: doi:10.1111/wre.12528
- KADLECOVÁ, Martina; Martin VOJÍK; Jaroslav VACULA a Kateřina BERCHOVÁ BÍMOVÁ, 2024. Grab to fill the gap: key factors influencing *Reynoutria japonica* germination and seedling establishment in the secondary distribution range. *Plant Ecology*. Online. **225**(8), 863–873. ISSN 1385-0237. Dostupné z: doi:10.1007/s11258-024-01438-1
- KAPLAN, Zdeněk; Jiří DANIHELKA; Pavel DŘEVOJAN; Radomír ŘEPKA; Petr KOUTECKÝ; Vít GRULICH a Jan WILD, 2021. Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 10. *Preslia*. Online. **93**(3), 255 [vid. 2026-02-04]. ISSN 00327786. Dostupné z: doi:10.23855/PRESLIA.2021.255
- KAPLAN, Zdeněk; Jiří DANIHELKA; Jindřich CHRTEK JUN.; Jan KIRSCHNER; Karel KUBÁT; Milan ŠTECH a Jan ŠTĚPÁNEK, ed., 2019. *Klíč ke květeně České republiky*. Praha: Academia.
- KOLÁČEK, Y. Luboš, 2010. *Tajemné stezky Českosaské Švýcarsko*. Praha: Regia.
- KROUTIL, Petr, 2011. *Křídlatky – invazní rostliny na našich zahradách*. Online. [vid. 2025-11-09]. Dostupné z: https://www.zahradkari.cz/zo/novaosada/soubor/mze_listovka_kridlatky.pdf

KŘIVÁNEK, Rostislav, 2024. *VÍTEJTE v Národním parku České Švýcarsko*. Online. [vid. 2025-12-28]. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/sites/default/files/inline-files/NPCS-brozura%20A5%20Vitejte-OK.pdf>

KUBÁT, Karel; Lubomír HROUDA; Jindřich jun. CHRTEK; Zdeněk KAPLAN; Jan KIRSCHNER; Karel KUBÁT a Jan ŠTĚPÁNEK, ed., 2002. *Klíč ke květeně České republiky*. Praha: Academia. ISBN 8020008365.

LACHMAN, Lukáš; Božena ŠERÁ a Katarína PAVLIČKOVÁ, 2019. *Biologické invaze nepůvodních druhů do krajiny*. Online. [vid. 2026-02-08]. Dostupné z: file:///C:/Users/uzivatel/Downloads/ZP_2019_03_186_190_Lachman_a_kol_fin_tisk.pdf

MANDÁK, Bohumil; Věroslava HADINCOVÁ; Václav MAHELKA a Radka WILDOVÁ, 2013. European Invasion of North American *Pinus strobus* at Large and Fine Scales: High Genetic Diversity and Fine-Scale Genetic Clustering over Time in the Adventive Range. *PLoS ONE*. Online. **8**(7), e68514. ISSN 1932-6203. Dostupné z: [doi:10.1371/journal.pone.0068514](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068514)

MANDÁK, Bohumil; Petr PYŠEK a Kateřina BÍMOVÁ, 2004. History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. **76**, 15–64.

MARKOVÁ, Zuzana a Martin HEJDA, 2011. Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*. Online. 10–14 [vid. 2025-08-01]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/invaze-nepuvodnich-druhu-rostlin-jako-environmenta.pdf>

MEDVECKÁ, Jana; Ján KLIMENT; Jana MÁJEKOVÁ; Ľuboš HALADA; Marica ZALIBEROVÁ; Ema GOJDIČOVÁ; Viera FERÁKOVÁ a Ivan JAROLÍMEK, 2012. Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia*. **84**, 257–309.

MENDELEY, 2026. *Mendeley Reference Manager*. Online. 2026. London: Elsevier. [vid. 2026-03-16]. Dostupné z: <https://www.mendeley.com/>

MICROSOFT, 2026. *Microsoft Excel*. Online. 2026. [vid. 2026-03-20]. Dostupné z: <https://www.microsoft.com/cs-cz/microsoft-365/excel>

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Washington DC.: Island Press. ISBN 1-59726-040-1.

MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR a MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR, 2026. *ISVS - VODA: Správcovství vodních toků (mapová prohlížečka)*. Online [vid. 2026-02-03]. Dostupné z: <https://www.voda.gov.cz/?page=spravcovstvi-vodnich-toku-mapa>

MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR, 2025. *Náklady obvyklých opatření*. Online [vid. 2026-03-01]. Dostupné z: <https://mzp.gov.cz/cz/agenda/prehled-dotaci/naklady-obvyklych-opatreni>

MIROSHNYK, Nataliia; Tetiana GRABOVSKA a Hynek ROUBÍK, 2025. The spread of the invasive species *Reynoutria japonica* Houtt. will both expand and contract with climate change: results of climate modelling for 14 European countries. *Pest Management Science*. Online. **81**(7), 3642–3653 [vid. 2025-11-21]. ISSN 1526-498X. Dostupné z: doi:10.1002/ps.8732

MÜNZBERGOVÁ, Zuzana; Věra HADINCOVÁ; Jan WILD a Jana KINDLMANNOVÁ, 2013. Variability in the Contribution of Different Life Stages to Population Growth as a Key Factor in the Invasion Success of *Pinus strobus*. *PLoS ONE*. Online. **8**(2), e56953. ISSN 1932-6203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0056953

NENTWIG, Wolfgang; Sven BACHER; Petr PYŠEK; Montserrat VILÀ a Sabrina KUMSCHICK, 2016. The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. *Environmental Monitoring and Assessment*. Online. **188**(5), 315. ISSN 0167-6369. Dostupné z: doi:10.1007/s10661-016-5321-4

PATOKOVÁ, Barbora; Jiří PATOKA; Kateřina BERCHOVÁ BÍMOVÁ; Tomáš GÖRNER; Kateřina JANČAŘÍKOVÁ; Lukáš KALOUS; Oldřich KOPECKÝ; Vladimír KOŘEN; Karel NOVÁK; Jan PERGL; Lenka SASKA; Jiří SKUHROVEC; Marek ŠMEJKAL; Barbora VODÁKOVÁ a Petr PYŠEK, 2024. *Biologické invaze v environmentální výuce pro druhý stupeň základních škol a nižší stupeň víceletých gymnázií*. Online. [vid. 2026-02-02]. Dostupné z: https://mzp.gov.cz/system/files/2025-01/ODOIMZ-metodika_ekovycova_2-20250106.pdf

PERGL, Jan, 2008. *Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů?*. Online. [vid. 2026-02-25]. Dostupné z: https://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/Pergl%20impakt%20invazi_ZCBS2008.pdf

PERGL, Jan; Kateřina BERCHOVÁ BÍMOVÁ; Jan DUŠEK; Karel ČERNÝ; Michal HNILÍČKA; Pavel JURAJDA; Martina KADLECOVÁ; Josef KUTLVAŠR; Jiří PATOKA; Irena PERGLOVÁ; Rastislav RYBANIČ; Hana SKÁLOVÁ; Jiří SKUHROVEC; Michaela VÍTKOVÁ a Martin VOJÍK, 2024. *Metodika hodnocení impaktu nepůvodních druhů (na biodiverzitu a socio-ekonomiku)*. Online. [vid. 2026-02-01]. Dostupné z: https://divland.cz/wp-content/uploads/2024/10/Pergl-metodika-impakt-layout_2024_06-18_fin.pdf

PERGL, Jan a Irena PERGLOVÁ, 2024. *Zásady regulace netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*) v České republice*. Online. [vid. 2025-12-05]. Dostupné z: https://mzp.gov.cz/system/files/2024-09/ODOIMZ-ZR_netykavka_zlznata-20240724-1.pdf

PERGL, Jan; Irena PERGLOVÁ; Petr BAUER; Tomáš GÖRNER; Vilém JUREK a Robert STEJSKAL, 2023. *SPPK D02 007 Likvidace vybraných invazních druhů rostlin*. Online. [vid. 2025-12-05]. Dostupné z: https://aopk.gov.cz/documents/20121/3626836/D02007-standard+likvidace+invazn%C3%ADch+rostlin_revize2023.pdf/8a311b04-1537-f6b5-42a4-9adf8877484b?t=1683792929863

PERGL, Jan; Irena PERGLOVÁ a Handrij HÄRTEL, 2025. *Strategie managementu nepůvodních a invazních druhů rostlin v Národním parku České Švýcarsko a Chráněné krajinné oblasti Labské pískovce 2025-2041*. Online. [vid. 2025-11-03]. Dostupné z: https://www.npcs.cz/sites/default/files/prilohy/2025/03/Strategie_managementu_inva-znich_druhu_final.pdf

PERGL, Jan; Jiří SÁDLO; Adam PETRUSEK; Zdeněk LAŠTŮVKA; Jiří MUSIL; Irena PERGLOVÁ; Radek ŠANDA; Hana ŠEFROVÁ; Jan ŠÍMA; Vladimír VOHRALÍK a Petr PYŠEK, 2016. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota*. Online. **28**, 1–37. ISSN 1314-2488. Dostupné z: [doi:10.3897/neobiota.28.4824](https://doi.org/10.3897/neobiota.28.4824)

PIPEK, Pavel, 2018. Ti „sičáci“! Invaze nepůvodních jelenů v Čechách a Evropě. *Živa*. Online. 280–281 [vid. 2026-02-01]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/ti-sicaci-invaze-nepuvodnich-jelenu-v-cechach-a-ev.pdf>

POSIT SOFTWARE, PBC, 2026. *RStudio Desktop*. Online. 2026. [vid. 2026-02-24]. Dostupné z: <https://posit.co/download/rstudio-desktop/>

POVODÍ OHŘE, 2019. *Plán dílčího povodí Ohře, dolního Labe a ostatních přítoků Labe*. Online. [vid. 2026-02-03]. Dostupné z: https://www.poh.cz/assets/File.ashx?id_org=200341&id_dokumenty=2392

PRÉVOSTO, Bernard; Etienne DAMBRINE; Patrick COQUILLARD a Audrey ROBERT, 2006. Broom (*Cytisus scoparius*) colonization after grazing abandonment in the French Massif Central: impact on vegetation composition and resource availability. *Acta Oecologica*. Online. **30**(2), 258–268. ISSN 1146609X. Dostupné z: [doi:10.1016/j.actao.2006.05.001](https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.05.001)

PYŠEK, Petr, 2018. Charles Elton a jeho šedesátiletá kniha. *Živa*. Online. 117–118 [vid. 2026-02-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/charles-elton-a-jeho-sedesatileta-kniha.pdf>

PYŠEK, Petr; Milan CHYTRÝ; Jan PERGL; Jiří SÁDLO a Jan WILD, 2012. Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*. Online. **84**, 575–629 [vid. 2025-11-27]. ISSN 0032-7786. Dostupné z: <https://www.preslia.cz/P123Pysek.pdf>

- PYŠEK, Petr; Milan CHYTRÝ a Karel PRACH, 2008. Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti*. Online. 3–15 [vid. 2025-06-16]. Dostupné z: https://www.sci.muni.cz/botany/chytry/Pysek_et al2008a_Zpr-CBS-Mater_12-let-vyzkumu-invazi.pdf
- PYŠEK, Petr a Karel PRACH, 1993. Plant Invasions and the Role of Riparian Habitats: A Comparison of Four Species Alien to Central Europe. *Journal of Biogeography*. Online. **20**(4), 413. ISSN 03050270. Dostupné z: doi:10.2307/2845589
- PYŠEK, Petr a Karel PRACH, 1995. Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* — A century of spreading reconstructed. *Biological Conservation*. Online. **74**(1), 41–48. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/0006-3207(95)00013-T
- PYŠEK, Petr; Jiří SÁDLO; Jindřich CHRTEK; Milan CHYTRÝ; Zdeněk KAPLAN; Jan PERGL; Adéla POKORNÁ; Irena AXMANOVÁ; Jan ČUDA; Jan DOLEŽAL; Pavel DŘEVOJAN; Martin HEJDA; Petr KOČÁR; Alessandra KORTZ; Zdeňka LOSOSOVÁ; Pavel LUSTYK; Hana SKÁLOVÁ; Kateřina ŠTAJEROVÁ; Martin VEČEŘA; Michaela VÍTKOVÁ; Jan WILD a Jiří DANIHELKA, 2022. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition). *Preslia*. Online. **94**(4), 447–577. ISSN 0032-7786. Dostupné z: doi:10.23855/preslia.2022.447
- PYŠEK, Petr a Lubomír TICHÝ, 2001. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek.
- RICHARDSON, David M.; Patricia M. HOLMES; Karen J. ESLER; Susan M. GALATOWITSCH; Juliet C. STROMBERG; Steven P. KIRKMAN; Petr PYŠEK a Richard J. HOBBS, 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*. Online. **13**(1), 126–139. ISSN 1366-9516. Dostupné z: doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x
- RICHARDSON, David M. a Petr PYŠEK, 2007. Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. *Progress in Physical Geography*. Online. **31**(6), 659–666. ISSN 03091333. Dostupné z: doi:10.1177/0309133307087089
- ROBECK, Philipp; Franz ESSL; Mark VAN KLEUNEN; Petr PYŠEK; Jan PERGL; Patrick WEIGELT a Mohsen B. MESGARAN, 2024. Invading plants remain undetected in a lag phase while they explore suitable climates. *Nature Ecology & Evolution*. Online. **8**(3), 477–488 [vid. 2026-03-20]. ISSN 2397-334X. Dostupné z: doi:10.1038/s41559-023-02313-4
- SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU ČESKÉ ŠVÝCARSKO, 2024. Vodstvo . *Národní park České Švýcarsko*. Online [vid. 2025-07-16]. Dostupné z: <https://www.npcs.cz/vodstvo>

SPRÁVA NÁRODNÍHO PARKU ČESKÉ ŠVÝCARSKO, 2025. *Zásady péče o Národní park České Švýcarsko Správa Národního parku České Švýcarsko*. Online. [vid. 2025-12-28]. Dostupné z: https://www.npcs.cz/sites/default/files/prilohy/2025/01/241206_Zasady_pece_NPCS_MZP.pdf

STANEK, Małgorzata; Łukasz PIECHNIK a Anna M. STEFANOWICZ, 2020. Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. *Forest Ecology and Management*. Online. **472**. ISSN 03781127. Dostupné z: doi:10.1016/j.foreco.2020.118253

STEJSKAL, Robert, 2021. Injektáž invazních dřevin navrtáváním kmene. *Ochranářská příručka, praktická péče o krajinu Podyjí – invaze – biodiverzita*. Online [vid. 2026-02-24]. Dostupné z: <https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/injektaz-invaznich-drevin-navrtavanim-kmene/>

STEJSKAL, Robert, 2022. Injektáž dřevin metodou záseků do kmene. *Ochranářská příručka, praktická péče o krajinu Podyjí – invaze – biodiverzita*. Online [vid. 2026-02-24]. Dostupné z: <https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/injektaz-drevin-metodou-zaseku-do-kmene/>

STEJSKAL, Robert, 2025. Janovec metlatý a jeho invaze v Podyjí. *Ochranářská příručka, praktická péče o krajinu Podyjí – invaze – biodiverzita*. Online [vid. 2026-02-04]. Dostupné z: <https://www.ochranarskaprirucka.cz/invazni-rostliny/janovec-metlaty-a-jeho-invaze-v-podyji/>

VÁCLAVÍK, František; Jindřich NERUDA a Zdeněk ČERNÝ, 1998. *Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace*. Praha: Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR.

VAN WILGEN, Brian W. a David M. RICHARDSON, 2014. Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. *Biological Invasions*. Online. **16**(3), 721–734 [vid. 2026-02-01]. ISSN 13873547. Dostupné z: doi:10.1007/s10530-013-0615-8

VIŠŇÁK, Richard, 1991. Společenstva s celíkem kanadským (*Solidago canadensis* L.) v antropogenní krajině. Online. **63**, 291–304 [vid. 2025-11-21]. Dostupné z: <https://www.preslia.cz/article/pdf?id=11405>

VOJÍK, Martin, 2023. *Alien and invasive plant species in parks and gardens of the Czech Republic*. Praha. Disertační práce. Česká zemědělská univerzita v Praze.

VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. M., v. v. i., 2005. Vodní útvary povrchových vod tekoucích (kategorie řeky). *Hydroekologický informační systém (HEIS)*. Online [vid. 2026-02-03]. Dostupné z: https://heis.vuv.cz/data/spusteni/projekty/ramcovasmernice/dokumenty/zprava/tabul_data/sezn_upovR.htm

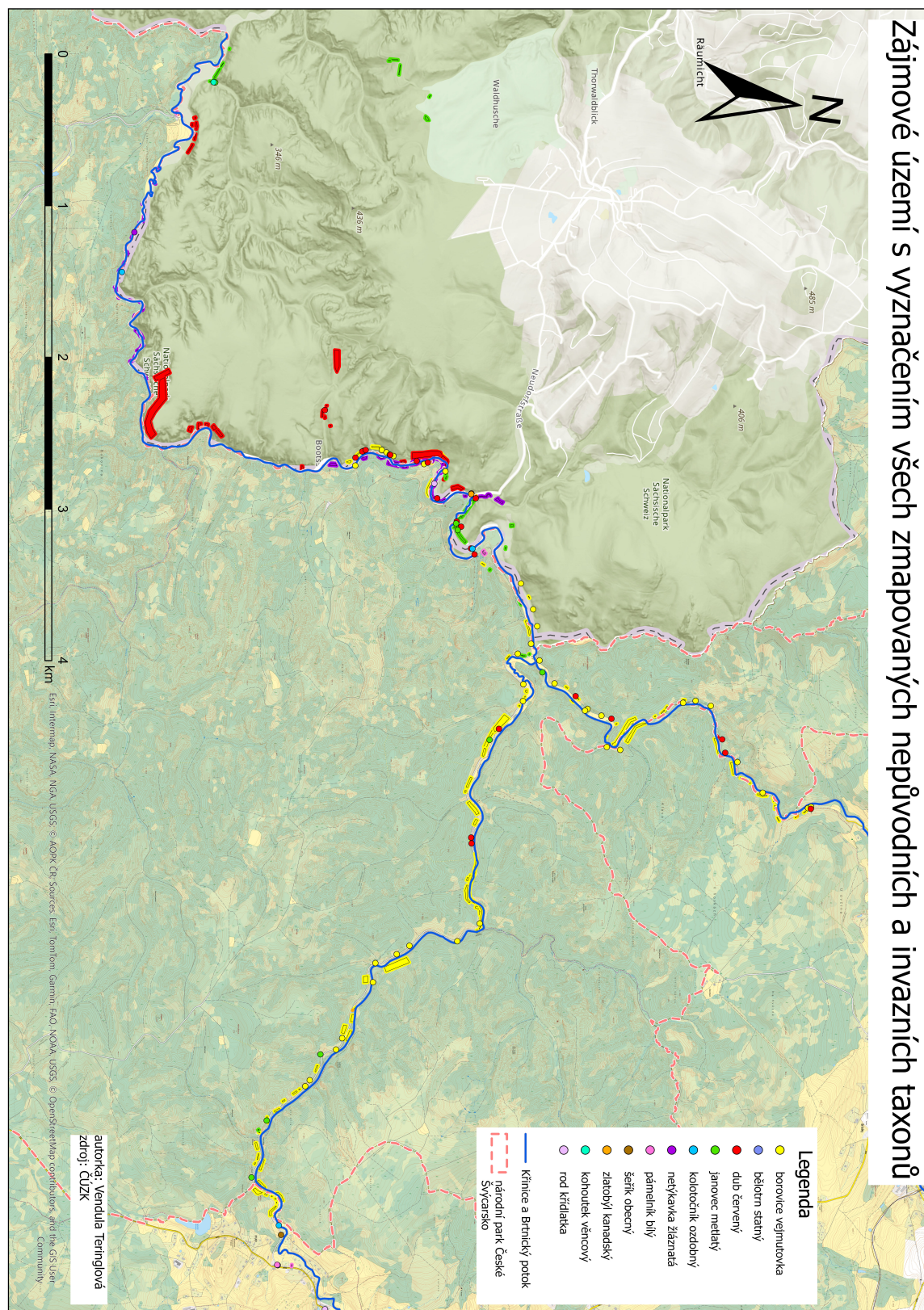
VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. M., v. v. i., 2025. *Struktura DIBAVOD*. Online [vid. 2026-02-24]. Dostupné z:
<https://www.dibavod.cz/index.php?id=27>

WILLIAMSON, Mark a Alastair FITTER, 1996. The Varying Success of Invaders. *Ecology*. Online. **77**, 1661–1666 [vid. 2025-06-16]. Dostupné z:
<https://www.jstor.org/stable/2265769>

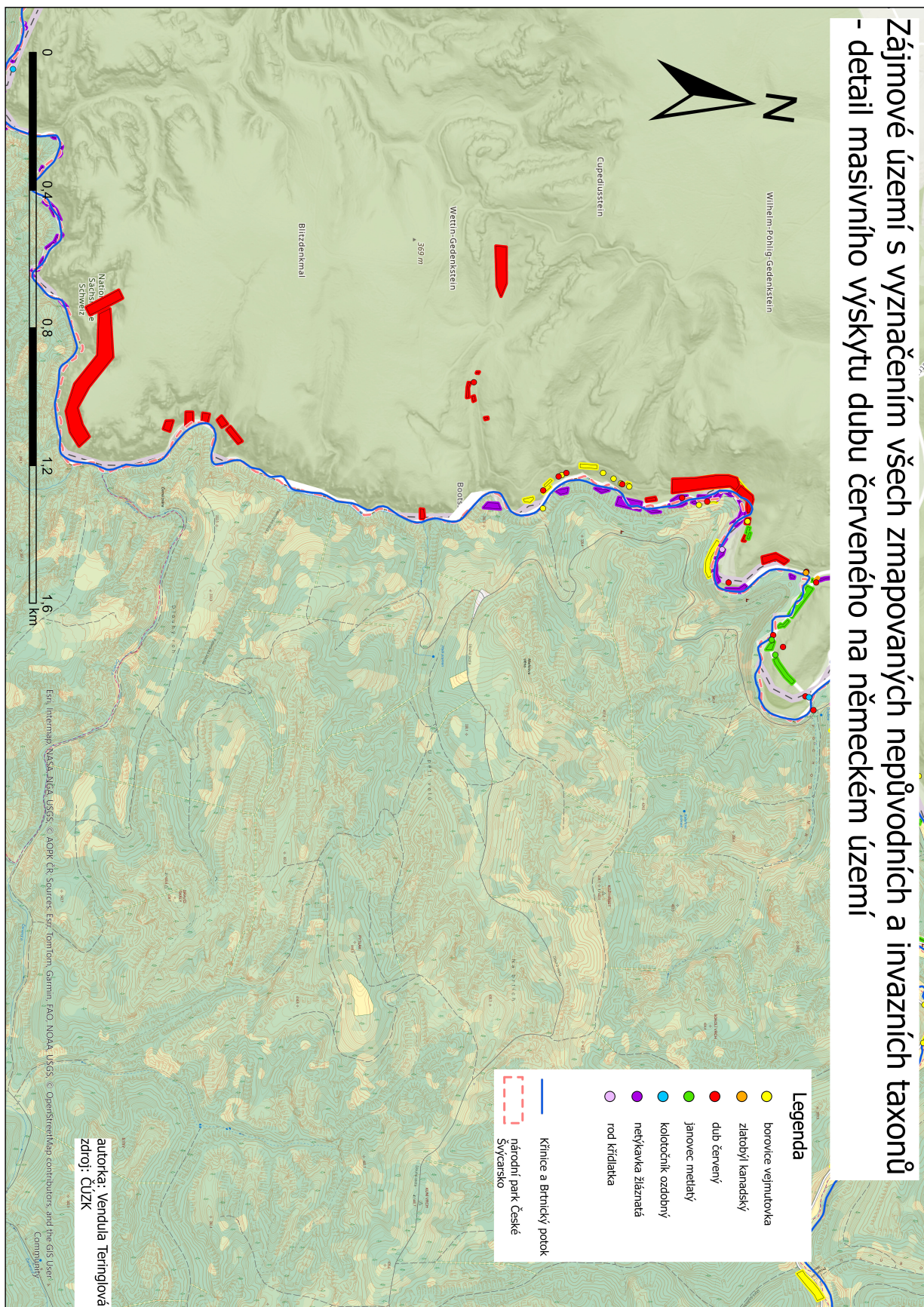
YOUNG, Stephen L.; Sarah KIMBALL a Stephen J. NOVAK, 2022. Invasion of Plant Communities. In: DAVID R. CLEMENTS; MAHESH K. UPADHYAYA; SRIJANA JOSHI a ANIL SHRESTHA, ed. *Global Plant Invasions*. Online. Cham: Springer International Publishing, s. 29–51. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-030-89684-3_2

Přílohy

Příloha 1: Mapa zájmového území s vyznačením všech zmapovaných bodových a polygonových nálezů.



Příloha 2: Masivní výskyty dubu červeného na svazích nad Křinicí (německá strana národního parku).



Příloha 3: Počátek výskytů netýkavky žláznaté v místě bývalého hotelu Český mlýn. Patrné jsou také výskyty janovce metlatého, vázané na cestní síť, a výskyt pámelníku bílého v místě bývalé osady Zadní Doubice.

