

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



**Hodnocení metod likvidace vybraných invazních
druhů**

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Autor práce: Bc. Marie Timrová

2020

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Marie Timrová

Krajinné inženýrství

Regionální environmentální správa

Název práce

Hodnocení metod likvidace vybraných invazních druhů

Název anglicky

Evaluation of disposal methods for selected invasive species

Cíle práce

Cílem práce je zmapování a stanovení rozsahu šíření vybraných druhů v zájmovém území na Litoměřicku. Jedná se o druhy: bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), křídlatka česká (*Reynoutria x bohemika*), křídlatka japonská (*Reynoutria japonica* var. *japonica*) a křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*). Budou vyhodnoceny metody likvidace vybraných druhů z hlediska efektivnosti a finanční náročnosti.

Metodika

V rámci práce bude vybráno zájmové území, bude provedeno terénní šetření výskytu vybraných invazních druhů. Dále ve spolupráci s majiteli invadovaných pozemků budou zjištěny metody likvidace a finanční náklady na ně vynaložené. Poté budou zjištěná data vyhodnocena.

Doporučený rozsah práce

50 stran, 2 grafy, 1 mapa

Klíčová slova

Invaze, nepůvodní druhy, způsoby likvidace, ekonomické dopady, ekologické dopady

Doporučené zdroje informací

Kettunem M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U. 2009: Technical Support to EU strategy on Invasive Alien Species (IAS). Institut for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium.

NENTWIG, W. *Nevítaní vetřelci : invazní rostliny a živočichové v Evropě*. Praha: Academia, 2014. ISBN 978-80-200-2316-2.

Nielsen Ch., Ravn H.P., Nentwig W., Wade M. (ed) (2005): *Bolševník velkolepý: Praktická příručka o biologii a kontrole invazního druhu*. Forest Landscape Denmark, Hoersholm.

PIMENTEL, D. *Biological invasions*. Boca Raton: CRC press, 2011. ISBN 978-1-4398-2990-5.



Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2020

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 30. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 29. 06. 2020

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci „Hodnocení metod likvidace vybraných invazních druhů“ vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Dále prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne 30. června 2020

.....

Marie Timrová

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala své vedoucí práce doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. za trpělivost, ochotu a profesionalitu při vedení mé diplomové práce.

Poděkovat bych chtěla také pracovníkům Povodí Ohře, státní podnik, jmenovitě pak panu Aloisi Pazourovi, Františku Bauerovi a v neposlední řadě Ing. Jaroslavu Poršovi, DiS., kteří mne uvedli do problematiky invazních rostlin, dávali praktické konzultace a spolupracovali při řešení tohoto úkolu. Upřímně děkuji panu Vojtěchu Hermanovi, Mgr. Lubomíru Klátilovi, Stanislavu Krejčíkovi, Vladimíru Motyčkovi, Josefu Teclovi a Janě Zichové za zapůjčení svých fotografií pro mou práci.

Závěrečné poděkování patří rodině a blízkým za nezištnou podporu, kterou mi poskytovali nejen v průběhu mého studia.

V Praze dne 29. června 2020

.....

Marie Timrová

Abstrakt

Invaze nepůvodních druhů rostlin v současné době představují jeden z hlavních faktorů působících změny společenstev na velkých územích. Ztráty biologické rozmanitosti způsobené invazivními druhy mohou brzy překonat škody způsobené ničením biotopů. Invazivní exotické druhy jsou nyní hlavním zájmem globální ochrany. Dopady invazních rostlin na funkce ekosystému je velice obtížné předvídat napříč vzájemných vztahů mezi nepůvodním druhem a prostředím. Při zavlečení invazivních druhů musí být rostliny likvidovány. Pokud jsou invazivní populace tak velké, že již nemohou být chyceny nebo eradikovány, musí být přijata opatření, aby se zabránilo jejich dalšímu šíření. To však stojí nemalé finanční náklady.

Hlavním cílem této práce bylo zhodnotit ekonomické dopady invaze vybraných invazních druhů: bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*), zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*), zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*), křídlatky japonské (*Reynoutria japonica*), křídlatky sachalinské (*Reynoutria sachalinensis*) a křídlatky české (*Reynoutria x bohemica*).

Jako zájmové území bylo vybráno Litoměřicko, kde byla na základě výsledků z terénního šetření výskytu zmíněných invazních druhů a ve spolupráci s majiteli dotčených pozemků vyhodnocena efektivita prováděných likvidací a jejich finanční náročnost.

Klíčová slova: Invaze, nepůvodní druhy, způsoby likvidace, ekonomické dopady, ekologické dopady

Abstract

Invasions of non-native plant species currently represent one of the major factors causing changes within plant communities in large territories. Biodiversity loss caused by invasive species may soon surpass the damage done by destruction of individual habitats. Invasive non-native species are now a major focus of global conservation concern. Invasive plant effects on ecosystem functions are often difficult to predict across environmental gradients due to the context-dependent interactions between the invader and the environment of recipient communities. When invasive alien species are introduced unintentionally, plants must be destroyed. If invasive alien populations are so large that they can no longer be caught or eradicated, measures must be taken to prevent them from spreading further. However, this presents considerable financial costs.

The main aim of this work was to evaluate the economic impacts of invasion of selected invasive species: Giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), Himalayan Balsam (*Impatiens glandulifera*), Giant goldenrod (*Solidago gigantea*), Canadian goldenrod (*Solidago canadensis*), Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*), Giant knotweed (*Reynoutria sachalinensis*) and Bohemian knotweed (*Reynoutria x bohemica*).

The Litoměřicko region was chosen as the study area, where the effectiveness of the liquidations were carried out and their financial demands were evaluated on the basis of the results of a field survey of the occurrence of the mentioned invasive species, in cooperation with the owners of the lands concerned.

Key words: Invasion, non-native species, disposal methods, economic impacts, environmental impacts

Obsah

1.	Úvod.....	1
2.	Cíle práce	2
3.	Introdukce nepůvodních druhů	3
3.1	Invazní druhy v České republice	6
3.2	Hodnocení dopadu rozšíření invazních druhů	7
3.2.1	Ekologické dopady invazních druhů	8
3.2.2	Ekonomické dopady invazních druhů	8
3.3	Stávající legislativa ČR v oblasti nepůvodních druhů	9
3.4	Metody kontroly a managementu invazních rostlin	12
3.5	Přehled metod likvidace invazních druhů	14
3.5.1	Metody likvidace bolševníku velkolepého	14
3.5.2	Metody likvidace rodu křídlatka	16
3.5.3	Metody likvidace netýkavky žláznaté	18
3.5.4	Metody likvidace rodu zlatobýl.....	19
3.6	Popis vybraných invazních druhů.....	20
3.6.1	Bolševník velkolepý.....	21
3.6.2	Křídlatka česká.....	24
3.6.3	Křídlatka japonská.....	27
3.6.4	Křídlatka sachalinská	29
3.6.5	Netýkavka žláznatá	31
3.6.6	Zlatobýl kanadský.....	33
3.6.7	Zlatobýl obrovský	35
4.	Charakteristika zájmového území – Litoměřicko.....	36
5.	Metodika.....	38
5.1	Terénní mapování.....	38
5.2	Zpracování mapových podkladů.....	39
5.3	Zpracování dat	39
6.	Výsledky.....	41

6.1	Výskyt invazních druhů v zájmovém území.....	41
6.2	Přehled využitých metod likvidace.....	45
6.3	Ekonomické dopady likvidace studovaných invazních druhů.....	51
7.	Diskuze	55
8.	Závěr.....	59
9.	Seznam literatury.....	61
10.	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	67

1. Úvod

Invaze nepůvodních druhů rostlin v současné době představují jeden z hlavních faktorů působících změny společenstev na velkých územích. Ve střední Evropě jsou navíc jedním z nápadných aspektů krajinných změn, ke kterým dochází zhruba od počátku 20. století (Hejda et Pyšek 2018).

Masivní šíření nepůvodních druhů je spolu s destrukcí stanovišť považováno za jednu z nejvýznamnějších příčin současné globální vlny vymírání taxonů (Pimentel et al. 2002). Biologická různorodost všech živých organismů, nejen živočichů a rostlinstva, je nezbytná pro přírodu na této planetě (Lepš 2005). Některé invazní druhy se na našem území šíří tak rychle, že svým působením ohrožují ekosystémy naší přírody (Münzbergová et Rybka 2005). Pyšek et al. (2013) uvádí, že tyto druhy mají vliv nejen na diverzitu, ale jejich působení má také negativní ekonomické dopady.

A právě proto, že nekontrolované šíření invazních druhů představuje do budoucna v rámci území České republiky velký problém, je nutné zavést jednotnou metodiku a zmapovat výskyt invazních druhů na našem území. Spolu s nařízením Evropské Unie č. 1143/2014 byly vytvořeny nové aktuální seznamy invazních druhů (Pergl et al. 2016), přičemž dalším logickým krokem je pravidelné mapování výskytu invazních druhů v rámci všech biotopů a také průběžný monitoring zasažených či potenciálně ohrožených lokalit a návrhy na způsob likvidace invazních druhů v zasažených lokalitách.

Mapování zahrnuje druhy známé především svými rozsáhlými dopady na ekosystémy: bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), křídlatku českou (*Reynoutria × bohemica*) či japonskou (*Reynoutria japonica* var. *Japonica*), křídlatku sachalinskou (*Reynoutria sachalinensis*) a také netýkavku žláznatou (*Impatiens glandulifera*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), přičemž všechny tyto druhy jsou vyhodnoceny jako značně nebezpečné pro stávající původní druhy v rámci ekosystémů.

V rámci práce bylo vybráno zájmové území v Ústeckém kraji, v oblasti Litoměřicka, které je charakteristické vysokou diverzitou krajiny, zahrnující rozsáhlé území chráněné krajinné oblasti České středohoří a také údolní nivy velkých řek Labe a Ohře, včetně mnoha menších vodních toků a nádrží.

2. Cíle práce

Cílem práce je zmapování a stanovení rozsahu šíření vybraných druhů v zájmovém území na Litoměřicku. Jedná se o druhy: bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), křídlatka česká (*Reynoutria x bohemica*), křídlatka japonská (*Reynoutria japonica* var. *japonica*) a křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*). Budou vyhodnoceny metody likvidace vybraných druhů z hlediska efektivnosti a finanční náročnosti.

3. Introdukce nepůvodních druhů

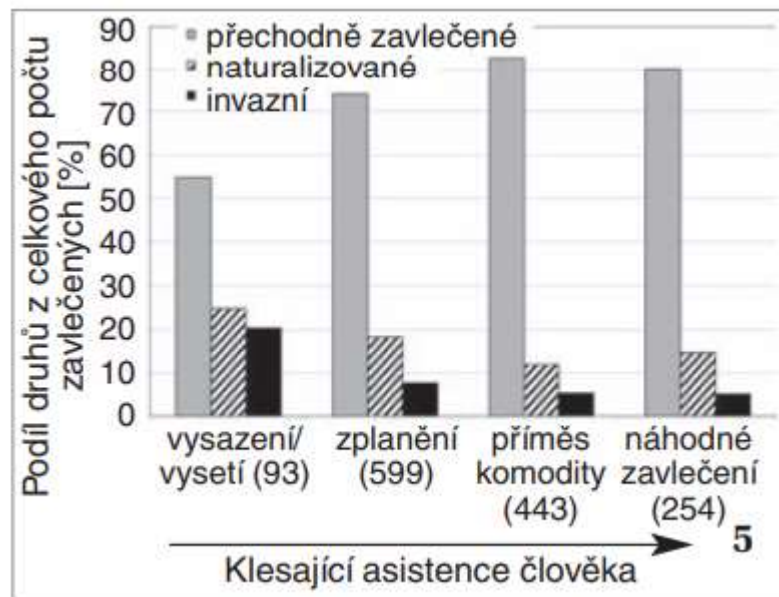
V průběhu let, zejména pak ve dvacátém století, docházelo k výraznému rozšiřování druhů po celém světě a tím ke snižování rozdílů mezi jednotlivými regiony (Storch et Mihulka 2000). O celé řadě široce rozšířených druhů již dnes ani nejsme schopní říci, odkud pocházejí (např. z řad pantropických plevelů) (Reddy et Bagyanarayana 2007). Obdobné je to také u některých celosvětově pěstovaných plodin, mezi nimiž jsou i banánovník nebo cukrová třtina. Tyto plodiny pocházejí z malého území a do nových oblastí byly zaneseny člověkem (Kolář et al. 2012).

Šíření nepůvodních druhů může mít neočekávané dopady, často i negativní, na fungování původních ekologických systémů (Traveset et Richardson 2006). Oproti tomu mnoho plodin v nových přírodních podmínkách vykazovalo vyšší výnosy, než na původním přirozeném stanovišti (Pyšek 2001; Pyšek et al. 2011). Některé nepůvodní druhy jsou v novém území tak úspěšné, že se samovolně intenzivně šíří od mateřské populace (Pyšek et Chytrý 2008). V případě rostlin může docházet až k tvorbě monokulturních porostů, jež mohou omezovat až vytlačovat ostatní druhy ze stanoviště. Takové druhy nazýváme invazní (Černý et al. 1998).

Pravděpodobnost, s jakou se druh stane invazní, je velmi malá. Z pěstovaných druhů rostlin příležitostně zplaní jen jednotky až desítky procent. Z nich se opět jen několik procent zapojí do společenstev jako naturalizované druhy (Pyšek et Hulme 2011). A z těchto naturalizovaných druhů se jen několik procent stane invazními. Z invazních druhů nemá většina výrazně ohrožující vliv na původní společenstva. Jen malá část invazních druhů se stane opravdu škodlivými (Pyšek 2018). Většina invazí se vyznačuje podobným průběhem.

Nepůvodní druhy je tedy možno dělit na tři typy viz obr. 1 (Pyšek et al. 2011):

- zplanělé (člověkem pěstované a občas se vyskytující i mimo zahrádky)
- naturalizované (ty, které se zapojily do původních společenstev, kde přežívají, ale nerozšiřují se na úkor ostatních)
- invazní (na novém území se rozmnožují a dále se rozšiřují)



Obr. 1: Vliv způsobu zavlečení na úspěšnost invaze. Upraveno podle Pyšek et al. (2011)

Kovář (1994) dále popisuje, že v procesu invaze lze rozlišit následující fáze:

- 1) introdukce (zavlečení)
- 2) kolonizace
- 3) naturalizace (zdomácnění)
- 4) šíření

Pod pojmem introdukce rozumíme zavlečení druhu, a tedy překonání geografických bariér, tedy území s ekologicky nepříznivými podmínkami, přes která by se daný druh sám od sebe nešířil (např. oceány, pouště, pohoří), většinou probíhající za přispění člověka, ať již úmyslného (např. užitkové a okrasné rostliny) nebo neúmyslného (přenos semen nebo diaspor v rámci obchodu s jinými komoditami do cílové destinace).

Za tzv. přechodně zavlečený druh se považuje takový druh, který s přispěním člověka již překonal geografické bariéry a také se přizpůsobil daným klimatickým podmínkám, ale samostatně bez přispění člověka se zatím nedokáže trvale a udržitelně rozmnožovat.

Naturalizovaný (zdomácnělý) druh se pak projevuje tak, že již překonal rozmnožovací bariéry představované nedostatkem jedinců opačného pohlaví (u dvoudomých rostlin), či absencí opylovačů, nebo např. krátkou vegetační sezonou, za kterou nestihnou dozrát semena, a je schopen samostatně bez přispění člověka vytvářet životaschopné populace a vyrovnávat se s případnými výkyvy místního klimatu (Pyšek et al. 2005).

O invazi hovoříme tehdy, když u naturalizovaných druhů začne docházet k produkování velkého počtu potomstva, které překoná bariéry bránící v rozšíření populace. Tedy když druh osídlí nové území, kde se po určitou dobu výrazněji nešíří (Sharma et al. 2005). Po nějaké době se jeho šíření zintenzivní, a to až na úkor ostatních druhů ve společenstvu. Mezi způsoby, kterými invazní druhy obvykle omezují původní druhy, můžeme zařadit např. konkurenci o světlo nebo živiny z půdy, či zanesení patogenů. Někdy ale mohou měnit i abiotické podmínky (např. světlo, voda, salinita) dané lokality (Rejmánek et al. 2005). Takové druhy, které mění okolní podmínky invadovaných ekosystémů se označují jako tzv. transformers. Ve většině případů pouze velmi nízké procento dosáhne do invazivního stadia. Navíc jeho šíření se po nějaké době zpomalí, druh se začlení mezi ostatní původní druhy flory, mezi kterými přežívá i desítky let (Pyšek et Tichý 2001).

Invaze se nehodnotí jen z pohledu jednotlivých druhů. Z pohledu náchylnosti k invazím u společenstev hovoříme o invazibilitě. Ta posuzuje, do jaké míry mohou invazím podléhat ekosystémy. Jak úspěšně dokáže společenstvo odolávat náporu invazních druhů, závisí zejména na původních organismech, jimiž je společenstvo tvořené (Helsen et al. 2018). Různá společenstva se mírou invazibility liší. Společenstva s vysokou invazibilitou se nacházejí zejména na ruderalních stanovištích. Při vzniku tohoto biotopu se otevírá často prázdný prostor k osídlení. Během postupného zarůstání poskytuje možnost k uchycení nejružnějších druhů, které nemusí být často ani specializované (Pyšek 2018). Dostačující je, že se objevily na správném místě v pravý čas. Oproti tomu extrémní stanoviště, jako např. bazické skály, umí osídlit pouze druhy, jež se během evoluce adaptovaly na dané specifické podmínky. Převážná část invazních druhů zde tedy nepřežije (Kolář et al. 2012).

Náprava škod způsobených biologickými invazemi stojí nezanedbatelné množství peněz. Na jejich potlačení je často nezbytné vynaložit značné náklady na mechanické nebo chemické ničení porostů či asanaci poškozených ploch. Do nákladů lze také zahrnout prostředky na prevenci v podobě podpory osvěty vzdělávacími programy a provádění kontroly dovážených organismů a jejich pěstování (Kolář et al. 2012). Evropská unie na potlačování invazí, včetně nákladů na prevenci, vynakládá přibližně 10 miliard eur. Kdyby se nezasáhlo včas do stávajících invazí a nezamezilo dalším, celkové náklady by byly mnohem vyšší (Pimentel et al. 2002).

Z hlediska ochrany přírody není lehké škodám způsobeným invazními organismy nějakým způsobem předcházet zejména proto, že řada druhů se stane

invazními až po určité době po příchodu na nové území. A většina nepůvodních druhů neinvaduje vůbec. Nemá tedy smysl provádět preventivní opatření proti všem novým druhům, které se v naší přírodě objeví (Pyšek 2018).

3.1 Invazní druhy v České republice

Původní květena je v současné době zastoupena více než 2 200 druhů společně s 500 hybridy. V zeměpisných šířkách České republiky je tedy zastoupeno více než 2 700 taxonů (Mlíkovský et Stýblo 2006). Z toho byla zhruba jedna čtvrtina taxonů na naše území zavlečena za posledních 500 let. K daleko intenzivnějšímu přibývání počtu zavlekaných druhů dochází po roce 1989, kdy došlo k otevření hranic a radikálnímu nárůstu dopravy. Nové druhy se tak často vyskytují na nádražích či kolem dálnic (Krahulík 2018). Zavlékání dopravou bývá neúmyslné, některé invazní druhy byly však dovezeny za konkrétním účelem, jak je vidět v tabulce 1.

Záměrně introdukované druhy	
Účel dovozu	Zastoupení v procentech
Okrasné	53,3
Potrava	15,5
Léčivé	10,3
Krmivo	7,7
Krajinářství	4,6
Medonosné	3,9
Produkce oleje	1,4
Produkce dřeva	1,4
Barvivo	0,8
Textilní vlákna	0,6
Zemědělství (mimo potraviny)	0,5

Tab. 1: Přehled důvodů úmyslně dovezených druhů (Mlíkovský et Stýblo 2006)

Pyšek et al. (2012) uvádějí, že nepůvodní flóru v České republice tvoří 1454 taxonů, z nichž převládají neofyty (druhy zavlečené od časů objevení Ameriky až do současnosti), zahrnující 1104 taxonů, nad archeofyty (druhy, které byly introdukovány od neolitu až do středověku), kterých je pouhých 350 taxonů.

Je důležité si uvědomit, že většina těchto druhů není nijak nebezpečná. Jak je patrné z dříve uvedených čísel, nepůvodní druhy mohou výrazně obohacovat druhovou diverzitu (Hejda et al. 2009). Ve snaze identifikovat skutečně nebezpečné

invazivní druhy, mající silný negativní dopad na naši přírodu, bychom došli zřejmě „jen“ k maximálně několika desítkám druhů (Kolář et al. 2012). Tyto druhy se ale v naší krajině staly tak úspěšnými, že často vytvářejí monokulturní porosty na úkor původních druhů a není snadné jejich výskytu zamezit.

Při porovnání neinvazivnějších druhů mezi sebou u nich nenajdeme téměř nic společného. Jsou mezi nimi jednoleté rostliny i trvalky. Rozmnožují se sexuálně (semeny) i klonálně (pomocí oddenků), pocházejí z různých oblastí světa a rostou na odlišných stanovištích. To svědčí o tom, že k úspěchu těchto druhů dopomohla jistě také náhoda (Pyšek 2001). K tomu, aby některé druhy začaly být invazní, přispívá někdy to, že si do nových oblastí nepřinesly žádné nemoci a nemají zde přirozené predátory, jež by jejich počet redukovali (Pyšek 2018). Jiným druhům v novém areálu pro změnu napomáhá v úspěšnosti invaze schopnost vyšší reprodukce, než mají domácí druhy, například tvorbou velkého množství semen (Míchal 1994).

3.2 Hodnocení dopadu rozšíření invazních druhů

Nebezpečnost invazních druhů je v rámci České republiky značně omezená, neboť pouze malé množství druhů (cca 10 %) zdomácní a negativně ovlivňuje okolní prostředí (Pergl et al. 2016).

Dopady rozšíření invazních druhů se nejčastěji dělí na ekologické, ekonomické a dopady na lidské zdraví (Pyšek et al. 2002).

Sociální dopady invazních druhů, se řeší zejména u rostlin, kde je vysledován silný vliv na životní prostředí či lidské zdraví. Pergl et al. (2016) vypracovali nový černý a šedý seznam nepůvodních druhů, kde jsou vyhodnoceny invazní druhy dle intenzity impaktu a invazibility druhu a jsou navržena případná protipatření. Příkladem druhu, který v České republice patří mezi druhy ohrožující životní prostředí a zdraví lidí, je bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) či druhy rodu zlatobýl, které mohou zhoršovat pylové alergie během roku.

3.2.1 Ekologické dopady invazních druhů

Ekologické dopady způsobené šířením invazních druhů zahrnují zejména soutěžení o zdroje, kdy dochází k vytěsnění původních druhů z prostředí a dále také hybridizace, kdy pomocí křížení s evolučně příbuznými původními druhy dochází k postupnému vytěsnění těchto původních druhů z jejich prostředí. Výskyt invazních druhů také často vede ke změně mutualismu, což negativně ovlivňuje soužití dvou příbuzných druhů. V neposlední řadě fungují invazivní druhy jako biologičtí predátoři pomocí změn biologické rozmanitosti prostředí. Neblahý vliv na původní druhy má také přenášení patogenů či změna neživého prostředí. Působením nepůvodních druhů může dojít k takovým změnám abiotického prostředí, ve kterých původní organismy nedokáží přežít (Plesník 2011).

3.2.2 Ekonomické dopady invazních druhů

Pimentel et al. (2002) uvádí, že vyčíslování škod na životním prostředí a snížení biologické diverzity v důsledku biologických invazí je komplikováno skutečností, že je determinována jen poměrná část z odhadovaného celkového množství druhů na této planetě. Pro provedení odhadu nepřímých hospodářských a ekologických ztrát z hlediska narušení funkcí travních, mokřadních, lesních nebo zemědělských ekosystémů byly však již stanoveny některé způsoby (Xu et al. 2006). Dle Singra (2010) jsou odhadované náklady na opatření ke snížení nebo úplnému zabránění šíření 7 euro na osobu. Výdaje na samotné odstranění stávajících invazí se však pohybují výrazně nad touto hranicí.

Jako nejlevnější a zároveň nejefektivnější ekonomickou metodou boje proti invazním druhům zůstává prevence. Kettunen et al. (2009) odhadují vynaložené celoroční náklady na území Evropské unie kolem 12 miliard.

Pro Českou republiku byly vytvořeny odhady celkových nákladů na 6,6 milionu korun, a to pro období mezi roky 1997-2002. Vyčíslení finančních škod vzniklých poklesem druhové rozmanitosti a změnou ekosystémů je ale obtížné (Machar et Drobilová 2012). Jak uvádí Marková et Hejda (2011), vyhubení nepůvodního druhu je prakticky nemožné. Z tohoto důvodu je proto nezbytné vyčlenit finanční prostředky na dlouhodobé a důsledné zásahy. Bez těch by bylo vynakládání finančních prostředků neúčelné. Pergl et al. (2015) uvádí jako jednu z příčin zbytečně vysokých finančních nákladů na likvidaci fakt, že rostlinné invaze jsou dlouhodobě přehlíženy a opatření přicházejí v době, kdy je velmi obtížné s invazemi něco dělat. Pokud by již

v minulosti byl přístup důslednější, následné částky za potlačování invazních druhů by byly výrazně nižší. Z toho vyplývá, že je přístup mnohdy nesystematický. V důsledku chybějící strategie a znalostí zasahují vlastníci pozemků často v nedostatečné míře nebo v nevhodnou dobu, čímž se snižuje efektivita vynakládané energie na likvidační práce.

Rudl (2014) zmiňuje možnost čerpání financí z dotačních titulů. Nejvyužívanějším programem je především „Operační program Životního prostředí“, který využívá nejvíce žadatelů. Tento operační program umožňuje čerpat příspěvek v maximální výši až 25.000 Kč na hektar za předpokladu likvidace souvislých ploch zasažených invazními rostlinami. Všeobecně jsou však limitní částkou náklady obvyklých opatření.

Dalším programem, který Rudl (2014) zmiňuje, je „Program péče o krajinu“, jenž náleží mezi programy zastřešované Ministerstvem životního prostředí. O dotaci v maximální výši až čtvrt milionu korun může žádat pouze vlastník pozemku, popřípadě ten, který má k danému pozemku nějaký právní vztah. Po uvedení postupu likvidace je po kontaktu s místní správou možno získat až 100% návratnost finančních prostředků. Také další dotační program „Podpora obnovy přirozených funkcí krajiny“ umožňuje čerpat dotaci až do výše 250.000 Kč.

3.3 Stávající legislativa ČR v oblasti nepůvodních druhů

Za nepůvodní druhy rostlin a živočichů jsou označovány (viz např. § 5 odst. 4 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny) druhy, které nejsou součástí přirozených společenstev určitého regionu, například Evropy či ČR. V některých případech se také může jednat o druhy nepůvodní pouze v určité části našeho území (např. druhy hercynských pohoří, Šumavy aj. mohou být nepůvodní v Karpatech).

Šíření nepůvodních druhů znamená riziko pro zachování biologické rozmanitosti jak na úrovni druhů (nebezpečí křížení a ztráty genetické variability, konkurence), tak na úrovni celých společenstev. To zejména v případech, kdy má nepůvodní druh schopnosti, které jej z různých důvodů zvýhodňují oproti druhům původním, takže se začne intenzivně rozšiřovat.

Invazní druh je druh na daném území nepůvodní, často člověkem zavlečený, jenž se nekontrolovaně šíří a zároveň agresivně vytlačuje původní druhy. U obzvláště nebezpečných invazí může dojít k tomu, že se daný druh začne šířit natolik

nekontrolovaně, že rozvrací celá společenstva či ekosystémy, což vede k potlačení či likvidaci mnoha původních druhů, nejen těch s podobnou nikou. Šíření invazních druhů nezpůsobuje jen ekologické škody, rovněž má dopady ekonomické, sociální či zdravotní. Může docházet k omezení možnosti obhospodařování pozemků nebo naopak zvýšení nákladů na ně. Škody vznikají i znehodnocením rekreačního potencialu území nebo šířením alergenů (Pergl et al. 2018).

Pergl et al. (2018) uvádí, že v rámci národní právní úpravy (resp. i ve vazbě na dosavadní právní úpravu EU, zejména Směrnici 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a Směrnici 79/409/EHS o ochraně volně žijících ptáků), byla dosud věnována pozornost pouze nepůvodním druhům obecně. Klíčovou normou je v této oblasti zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (ZOPK), který se nepůvodním druhům věnuje v § 5 odst. 4, podle něhož je záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny možné jen s povolením orgánu ochrany přírody. Zpřísnění, tedy stanovení zákazu rozšiřování, platí pro zvláště chráněná území (konkrétně v národních parcích, chráněných krajinných oblastech, v národních přírodních rezervacích a přírodních rezervacích). Z hlediska aktivního managementu a regulace nepůvodních druhů rostlin jsou podpůrně využitelná ustanovení § 68 (opatření ke zlepšování přírodního prostředí) a § 69 (možnost finančního příspěvku majitelům a nájemcům pozemků na aktivity související s ochranou přírody) (Pergl et al. 2018).

Dále Pergl et al. (2018) uvádí, že ve vztahu k invazním druhům rostlin je také zčásti využitelný zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči, který ukládá povinnost všem právnickým i fyzickým osobám pečovat o pozemky tak, aby nedocházelo k rozšiřování plevelů, tedy v některých případech i invazních rostlin. Zároveň je to jediný předpis, který hovoří o „invazních škodlivých organismech“ a ukládá Ústřednímu kontrolnímu a zkušebnímu ústavu zemědělskému (ÚKZÚZ, dříve Státní rostlinolékařská správa) zajištění monitoringu vybraných invazních druhů (uvedených v příloze 8 vyhlášky č. 215/2008 Sb., celkem 13 druhů). Tento zákon se také dotýká invazních druhů tím, že upravuje pravidla pro použití a registraci přípravků na ochranu rostlin (Lusk et al. 2011).

Další předpisy, jako např. zákon o lesích (č. 289/1995 Sb.), vodní zákon (č. 254/2001 Sb.), zákon o myslivosti (č. 449/2001 Sb.) nebo zákon o rybářství (č. 99/2004 Sb.), zpravidla pouze navazují na postup stanovený ZOPK, pokud jde o vypouštění a vysazování nepůvodních druhů. Praktická regulace invazních druhů dosud nacházela oporu pouze v obecných ustanoveních ZOPK (zlepšování dochovaného stavu přírody), zákona o rostlinolékařské péči a v případě některých

invazních živočichů omezeně v kombinaci ZOPK a postupu podle zákona o myslivosti (který umožňuje lov norka amerického, psíka mývalovitého, mývala severního a nutrie říční strážní myslivosti a případně v kombinaci s rozhodnutím odlovu nepůvodních druhů podle § 5 odst. 6 ZOPK jeho rozšíření na další myslivce) (Pergl et al. 2018).

Pergl et al. (2018) dále uvádí, že managementu invazních druhů se týkají další předpisy jako zákon o obcích (128/2000 Sb.), jenž umožňuje vydávat obcím obecně závazné vyhlášky např. k omezení šíření či likvidaci vybraných invazních druhů, a tzv. zákon na ochranu zvířat proti týrání (č. 246/1992 Sb.).

Kromě závazné právní úpravy jsou i v oblasti nakládání s nepůvodními a invazními druhy využívány další přístupy, mezi něž patří i dobrovolné nástroje, tedy dohody, kodexy a zásady správné praxe profesních skupin. Tento přístup je typický zejména v anglosaských zemích, kde vznikají jako výraz odpovědnosti jednotlivých subjektů. Na evropské úrovni vznikla řada doporučení v této oblasti pod záštitou Rady Evropy, resp. Bernské úmluvy (např. kodexy vydané pro nepůvodní druhy a zahradnictví, lesnictví, botanické a zoologické zahrady) (Pergl et al. 2018). Kodexy a zásady správné praxe mohou sehrávat důležitou úlohu především v oblasti prevence. Pokud je s nepůvodním druhem nakládáno náležitým způsobem, lze omezit riziko jeho rozšíření do přírody, a tedy riziko vzniku invaze. Přínosné je to nejen pro státem řízenou ochranu přírody, ale i pro uživatele nepůvodních druhů, na něž nedolehne právní regulace, která může souviset s rozvojem invazního chování druhu. Zjednodušeně to lze ukázat na příkladu bolševníku velkolepého. V případě, že by ho Metternichův zahradník a jeho následovníci uhlídali v zahradách, nebyl by nyní na unijním seznamu invazních nepůvodních druhů (Pergl et al. 2018).

Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1143/2014 dobrovolné nástroje také zmiňuje, a to ve vztahu k opatření pro omezení nezáměrného šíření nebo zavlékání druhů zařazených na unijní seznam. Způsoby nezáměrného šíření a zavlékání by měly být v rámci každého členského státu analyzovány a v návaznosti na to by měl být zpracován akční plán, který stanoví opatření k omezení takového šíření, včetně využití dobrovolných nástrojů a zásad správné praxe (Pergl et al. 2018).

Řešení problematiky invazních druhů je v posledních letech věnována zvýšená pozornost i na úrovni Evropské unie. Podrobné informace lze nalézt na stránkách Evropské komise. K 1. lednu 2015 vstoupilo v účinnost Nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, které stanovuje základní pravidla k nejvíce problematickým invazním druhům z hlediska EU. Nařízení zavádí mimo jiné

kritéria hodnocení rizik, stanovení seznamu invazních druhů, omezení a režim případných výjimek, povinnost sledování, eradikace či regulace (AOPK 2019).

Evropská komise zveřejnila v Úředním věstníku Evropské unie Prováděcí nařízení komise (EU) 2016/1141 ze dne 13. července 2016, kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii („unijní seznam“) podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014. Na seznamu je celkem 37 druhů, z toho 23 zvířat a 14 rostlin. Toto nařízení vstupuje v platnost 3. srpna 2016. Původně stanovený seznam byl aktualizován v roce 2017 Prováděcím nařízením komise (EU) 2017/1263, odkdy obsahuje celkem 49 druhů (AOPK 2019). Pro Českou republiku je podstatné zařazení bolševníku velkolepého a netýkavky žláznaté, které se hojně vyskytují i na našem území a způsobují podstatné škody (MŽP 2008-2019).

Agentura ochrany přírody a krajiny uvádí, že z celkového počtu 1454 nepůvodních druhů rostlin a 595 druhů nepůvodních druhů živočichů vyskytujících se na území České republiky je za invazní považováno 61 druhů rostlin a 113 druhů živočichů. Za nejvýznamnější a nejzávažnější považuje dvacet vybraných druhů rostlin, mezi které patří i druhy studované v této práci.

3.4 Metody kontroly a managementu invazních rostlin

Invazivní druhy představují v současnosti jednu z velkých hrozeb pro globální biodiverzitu, podpořenou postupnou degradací přirozených stanovišť. Identifikace míst, tzv. hotspotů, invazivních rostlin jsou nezbytností pro správnou ochranu přírody. Jedině tak je možné rozšíření invazivních druhů kontrolovat a navrhnout nejvhodnější řešení v rámci managementu individuálních zasažených lokalit. Proto kontrola šíření nepůvodních druhů představuje velkou část problematiky udržitelnosti původní biodiverzity.

Jak bylo zmíněno již v přechozích kapitolách, nejefektivněji investované prostředky v invazní biologii jsou prostředky vynaložené na prevenci než na boj s již probíhající invazí (Pheloung et al. 1999).

Pheloung et al. (1999) uvádí následující rozlišení metod likvidace invazních druhů:

Chemické metody – používají chemické přípravky (postřiky) zahrnující herbicidy a pesticidy, feromony, pálené a dusíkaté vápno, či jedovaté návnady

Mechanické metody – zahrnují ruční i strojní odstraňování (např. vytrhávání, kosení, orbu, pálení, vykopávání, kroužkování, pastvu nebo kácení) a většinou se využívají pro doplnění chemické metody a k regulaci rozšíření druhů na menším zájmovém území

Biologické metody – využívají přirozených způsobů regulace druhů v přírodě (např. spásání dobyt看em), k likvidaci invazních druhů rostlin je tato metoda v České republice používána pouze okrajově

Kombinované metody – kombinují výše uvedené metody dohromady, např. mechanickou a chemickou metodu

Využitelnost jednotlivých technologických postupů likvidace by měla být vždy hodnocena nejen z hlediska účinnosti na likvidovaný invazní druh, ale také z hlediska možnosti použití v zájmovém území. Účinnost konkrétních technologií se hodnotí následovně: kombinované chemické a mechanické metody > chemické metody > mechanické metody. Bauer (2017) preferuje individuální přístup s ohledem na charakteristiku invazního druhu, proto byl následující seznam metod likvidace invazních rostlin převzat a citován.

3.5 Přehled metod likvidace invazních druhů

Tato kapitola shrnuje využívané metody likvidace vybraných invazivních druhů – bolševníku, křídlatek a netýkavky, které jsou využívány k managementu zasažených ploch. Termíny pro provedení zásahů u všech studovaných druhů spolu s požadovaným stavem prací provedených při převzetí ploch jsou uvedeny v tabulce 2.

Druh	Bolševník velkolepý (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)		Křídlatky (<i>Reynoutria</i> <i>x bohemica</i> , <i>Reynoutria</i> <i>japonica</i> , <i>Reynoutria</i> <i>sachalinensis</i>)		Netýkavka žláznatá (<i>Impatiens</i> <i>glandulifera</i>)
	mechanická	chemická	mechanická	chemická	mechanická
Termíny:	Stav prací				
30. 6.	minimálně 1. seč	minimálně 1. postřik	min. 2 seče	1. postřik	-
31. 8.	minimálně 2. seč + v případě potřeby další seče	minimálně 2. postřik + v případě potřeby další postřik	min. další 2 seče	min. 2. postřik	minimálně 3 vlny vytrhávání nebo sečení
30. 9.	ukončení terénních prací	ukončení terénních prací	min. další 2 seče, ukončení terénních prací	dokončeny opravné postřiky, ukončení terénních prací	dokončeny úpravy – minimálně 2 vlny kontrol dodatečně nakvétajících rostlin, ukončení terénních prací
31. 10.	konečné předání prací	konečné předání prací	konečné předání prací	konečné předání prací	konečné předání prací

Tab. 2. Přehled termínů a metod likvidace invazivních druhů a požadovaný stav prací při převzetí ploch

3.5.1 Metody likvidace bolševníku velkolepého

Mechanická metoda zahrnuje sečení, které je nutné provádět minimálně 2–4 krát ročně. První seč je nutno provádět od počátku kvetení do jeho vrcholu (cca konec května – června). Sekat je potřeba celé porosty bolševníku, nebo celé rostliny při bodovém výskytu, tedy ne pouze kvetoucí jedince, ale i listové růžice, a to co nejnižší u země. V případě, že se zásah provede příliš brzy (před kvetením), zůstane

roślinám dostatečné množství nashromážděných zdrojů pro další rychlou regeneraci, rostliny obráží a snaží se veškerou energii věnovat vytvoření sice menšího, ale i tak velmi plodného květenství nízko nad zemí. Naopak, pokud dojde k zásahu pozdě, vzrůstá riziko uvolnění semen z posekaných rostlin. Při sekání v pozdní fázi vývoje (semena ve fázi zelené nebo hnědé zralosti) je nezbytně nutné odstranit pokosené rostliny nebo alespoň jejich okolíky z lokality.

Druhá seč by měla následovat cca 4 týdny po první, protože jen tak dojde k největšímu oslabení rostlin a je zabráněno tvorbě semen na lokalitě. Další seče již neznamenaají zpravidla celoplošné sečení, ale pouze kontrolu lokalit a dosečení opakovaně nakvétajících jedinců.

Třetí a případně i čtvrtou seč je na hustě zapojených plochách vhodné provádět i v případě, že rostliny na lokalitě nekvětou, ale pouze vytvářejí listové růžice. Porost se i tím oslabuje a v dalších letech je zásah účinnější.

Přípustná je také metoda odstraňování kvetoucích rostlin nebo jen okolíků. Zabrání se sice šíření rostlin na okolní pozemky, nebezpečného porostu se tak ale nezbavíme a zásahy se budou muset vzhledem k okolnostem populační strategie (hyper reprodukci) bolševníku a klíčivosti jeho semen provádět desítky let po sobě. Při načasování tohoto zásahu je třeba mít na zřeteli, že v době, kdy je rostlina zdánlivě na vrcholu kvetení, jsou na hlavním vrcholovém okolíku již založena semena, která jsou schopná dozrát i po odseknutí květenství. Proto je potřeba sekat hned pod květenstvím a useknuté okolíky neponechat na místě a zničit je (např. odvoz do spalovny, na skládku bioodpadu). Nedoporučuje se kompostovat okolíky a spalovat okolíky na místě (vlhký rostlinný odpad se nesmí pálit). U provádění seče vzrostlých rostlin je vysoká pravděpodobnost zasažení zejména obličejí a rukou fotosenzitivní šťávou, která způsobuje popáleniny. Jde jen o krizové řešení použitelné u menších opomenutých lokalit výskytu.

Podmínky převzetí ploch od zhotovitelů: žádné rostliny nesmí kvést nebo být ve fázi zelené či hnědé zralosti; listové růžice nesmí být vyšší než 50 cm; na lokalitách se nesmí vyskytovat pokosené okolíky se semeny, a to ani z předchozího roku (Bauer 2017).

Chemická metoda likvidace bolševníku velkolepého spočívá v použití herbicidu minimálně 2 krát ročně. Postřik je nutné provádět brzy na jaře koncem dubna a května, kdy jsou porosty dobře průchodné, listové růžice jsou již plně vyvinuté, ale rostliny jsou vysoké maximálně do 50 cm, aby docházelo k postřiku listů shora a aby se aerosol nerozptyloval do širokého okolí. Na později vzešlé semenáčky

a mladé bolševníky v podrostu je vhodné postřík aplikovat v červnu, jakmile se projeví účinek prvního jarního postříku.

První chemický zásah je nutné provádět tak, aby se jeho účinek projevil do 30. 6. Pokud není zásah proveden včas, je lepší porosty posekat a postřík aplikovat na obrost ve výšce cca 50 cm. Při bodovém postříku se používá zádový ruční nebo motorový postřikovač. Použití motorových rosičů je přípustné pouze na rozsáhlých porostech, kde je minimální riziko zasažení necílových rostlin. Jejich použití je naprosto nevhodné na kvetoucí porosty navštěvované včelami. Podmínky převzetí ploch od zhotovitelů: účinek použitého herbicidu musí být vždy zjevný na všech rostlinách na lokalitě (Bauer 2017).

Kombinace obou metod spočívá v seseknutí rostliny a nátěru herbicidem Roundup Biaktiv (15%) širokým štětcem nebo knotovým aplikátorem na řeznou plochu. Metoda je náročná na pečlivost, ale její velkou výhodou je, že nezasahuje žádné další rostliny. Metoda je mnohem účinnější než prosté sečení. Lze ji použít v přírodně cenných lokalitách (Bauer 2017).

3.5.2 Metody likvidace rodu křídlatka

Likvidace křídlatky mechanickou metodou je prováděna kosou, mačetou, křovinořezem. Z důvodu rychlého růstu a dřevnatění stvolů se kosení doporučuje opakovat několikrát za rok, cca až 8 krát, a vždy co nejnižší u země. Sečení živých rostlin křovinořezem přináší efekt částečného mulčování částí lodyh, které zpravidla zůstávají na stanovištích, čímž dochází k nechtěnému množení (vegetativní rozmnožování). Seče vegetujících, syrových rostlin je nutné provádět pomocí mačety nebo kosy, kde nedochází k rozmělnění oddenků a částí rostlin. Při sečení kosou je potřeba předem odstranit staré suché lodyhy. Vzhledem k rychlé regenerační schopnosti rostliny a značným zásobám živin v oddencích je jednorázové sečení neúčinné.

První sečení je nutné provádět v květnu při výšce rostlin okolo 40 cm, maximálně do 1 m. V této době nejsou výhony zcela vyvinuty a sečení je snazší. Frekvenci dalších sečí je nutno přizpůsobit růstu. Optimální výška pro sečení je okolo 40–50 cm, křídlatka roste velmi rychle, seče je potřeba provádět v průměru jednou za měsíc. V jarním období (květen–červen) je růst rychlejší a seče se provádí cca každých 14 dní. Po letní pauze se porosty znovu sečou od srpna až do zámrazu, jakmile dosáhnou výšky 40 cm. Při sečení je potřeba dbát na úplné přesekávání

stonků, jinak rostliny dále pokračují v růstu, anebo v kolénkách tvoří nové lodyhy a zakořeňují. V mimořádně cenných oblastech je vhodné výmladky potlačovat pravidelným sekáním s frekvencí jedenkrát za dva týdny po celé vegetační období.

Pokud dochází k likvidaci lokalit v intravilánech obcí a měst, je odstranění posečené hmoty žádoucí zejména z estetických důvodů, a zvláště u svažitéch pozemků nebo v blízkosti vodotečí je odstranění rostlin nutné kvůli nebezpečí zanesení kanalizačních vpustí, nebo odnosem biomasy vodou při srážkách nebo povodních. Podmínky převzetí ploch od zhotovitelů: při předání musí být sečené křídlatky vždy nižší než 40 cm, na lokalitách nesmí zůstat neposečené rostliny (Bauer 2017).

Chemické metodě likvidace předchází zpřístupnění terénu na extrémně zarostlých plochách, kdy je vhodné před první aplikací odstranit suché stonky z předchozích let. Vysoká vrstva staré biomasy vyskytující se zejména na rozsáhlých likvidovaných lokalitách ztěžuje přirozenou obnovu bylinného patra, vhodným opatřením je uschlou biomasu posekat, soustředit na hromady, a pokud možno na bezpečném místě spálit nebo zlikvidovat jinak, a to v souladu s platnou legislativou (např. odvoz na skládku). Pálení není možné především v intravilánech měst, obcí nebo v blízkosti lesních porostů.

Křídlatku lze likvidovat metodou jarních nebo podzimních postřiků, v podmínkách státního podniku Povodí Ohře se doporučuje využívat výhradně jarní metodu.

Jarní chemická metoda – provádět chemický postřik na začátku vegetační sezóny (květen–červen) na rostliny cca 1 m vysoké, po 2 - 3 měsících (srpen–září) se musí na redukované ploše zásah opakovat, protože rostliny po jarním postřiku často regenerují ještě během vegetační sezóny.

Tato jarní metoda je proto vhodná na plochách, kde případně existuje zvýšené riziko zasažení okolních porostů při postřiku vzrostlých rostlin křídlatek v podzimním termínu. Její výhodou je bezpečnost pro včely, které se v nekvetoucích mladých porostech nevyskytují. Aplikace přípravku je vhodná do nižších přístupných porostů. Podmínky převzetí ploch od zhotovitelů: při předání na lokalitách nesmí zůstat žádné neošetřené rostliny, všechny rostliny musí jevit výrazné známky zasažení herbicidem - jsou zpravidla zvadlé, žluté nebo hnědé (Bauer 2017).

Kombinovaná metoda představuje postřik herbicidu na jaře na list, následovaný opakovaným sečením po 2–4 týdnech od postřiku. Při této metodě jsou posečeny rostliny, které nebyly zasaženy herbicidem, a nové výhony.

V dalších letech již jen provádíme pravidelné seče 4–6 krát za sezónu. Tuto metodu lze doporučit pro plochy, kde je chemický zásah možný, ale není žádoucí ohrožovat lokalitu opakovanými zásahy herbicidy (Bauer 2017).

3.5.3 Metody likvidace netýkavky žláznaté

Důležité je porost likvidovat vždy celý a likvidaci začínat na horním toku a pokračovat po celém povodí. Dalším aspektem je správné načasování zásahů - rostliny musí být likvidovány v období prvních květů, kdy dosahují výšky zhruba 1 metr, a dříve, než rostlina vytvoří semena, protože zásah by vedl spíše k šíření vystřelujících semen do okolí. Při brzkém potlačení rostliny rychle zmlazují, při pozdějším zásahu, po odkvětu, dozrávají semena v usychajících rostlinách (Bauer 2017).

Při mechanické metodě je možné využít opakované sečení křovinořezem, kosou nebo mačetou, vždy co nejnižší u země, protože rostlina snadno obráží. Rostliny je vhodné soustředit na hromady, na méně vlhkých místech je možné je nechat po seči ležet na zemi, kde zaschnou. Hromady netýkavky do příštího jara zetlí, ale místo je třeba kontrolovat i v dalším roce, zda nedošlo k vysemenění rostlin. Ukládání rostlin na igelitové plachty se z praxe neosvědčilo, protože divočáci hledající pod nimi v zimě potravu většinou igelity rozhází po okolí. Sečením dochází pouze k postupné redukci netýkavky žláznaté.

Je vhodné využívat ruční vytrhávání v době před odkvětem. Kvetoucí rostliny lze vytrhávat poměrně snadno ručně, protože koření mělce. Při vytrhávání je vhodné rostliny několikrát zalomit, aby se zabránilo regeneraci a vytváření adventivních kořenů z kolének. Rostliny poté lze umístit na hromady, nejlépe na pevný podklad, na kterém nezakoření (např. asfalt). Ručním vytrháváním dochází k totální likvidaci netýkavky žláznaté.

Po 1. vytrhávání nebo sečení je nutná následná pravidelná kontrola lokality zpravidla ve čtrnáctidenních odstupech a provádění zásahů od srpna do zámrazu. Zpravidla je provedeno 4–6 zásahů během jedné vegetační sezóny. Podmínky převzetí ploch od zhotovitelů: při předání na lokalitách nesmí zakořeňovat pokosené

nebo vytrhané rostliny a jejich výška nesmí přesahovat 20 cm. Na lokalitách nesmí zůstat kvetoucí ani plodící nebo vysemeněné rostliny (Bauer 2017).

3.5.4 Metody likvidace rodu zlatobýl

Bauer (2017) se ve své publikaci nezabývá metodami likvidace zlatobýlu, proto zde doplňuje postupy doporučené v jiných publikacích. Stejně jako u většiny invazních druhů je při velkoplošném rozšíření likvidace obtížná. Pergl et al. (2016) ve SPPK Likvidace vybraných invazních druhů rostlin doporučuje pro menší nebo roztroušené populace využít vytrhávání dospělých jedinců. U větších populací probíhá likvidace zejména sečením, což oslabuje jeho populaci a zároveň to umožňuje růst dříve zastíněné okolní vegetaci. Vzhledem ke schopnosti zlatobýlu vytvářet klíčivá semena i na rostlinách posekaných v období květu, je nutné provádět sečení ve vhodnou dobu. Sečení je možné v případě potřeby kombinovat také s aplikací herbicidu. Dalším možným postupem je narušování oddenkového systému, čímž je zajištěna tvorba slabších, méně plodných lodyh (Pyšek 2001).

3.6 Popis vybraných invazních druhů

V rámci této práce byly studovány invazní druhy představující nebezpečí pro původní druhy v zasažených ekosystémech. Zahrnuty byly následující druhy, uvedené v tabulce 3. Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), křídlatky – česká (*Reynoutria x bohemica*), japonská (*Reynoutria japonica*) a sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) a také rody druhu zlatobýl – zlatobýl kanadský (*Solidago Canadensis*) a zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*). Stručná charakteristika jednotlivých druhů je uvedena v následujících kapitolách.

Taxon	Latinský název	Třída	Řád	Čeleď
Bolševník velkolepý	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	dřínovité (Cornales)	miříkovité (Apiaceae)
Křídlatka česká	<i>Reynoutria x bohemica</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	rdesnotvaré (Polygonales)	rdesnovité (Polygonaceae)
Křídlatka japonská	<i>Reynoutria japonica</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	rdesnotvaré (Polygonales)	rdesnovité (Polygonaceae)
Křídlatka sachalinská	<i>Reynoutria sachalinensis</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	rdesnotvaré (Polygonales)	rdesnovité (Polygonaceae)
Netýkavka žláznatá	<i>Impatiens glandulifera</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	kakostotvaré (Geraniales)	netýkavkovité (Balsaminaceae)
Zlatobýl kanadský	<i>Solidago canadensis</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	hvězdicotvaré (Asterales)	hvězdicovité (Asteraceae)
Zlatobýl obrovský	<i>Solidago gigantea</i>	dvouděložné (Magnoliopsida)	hvězdicotvaré (Asterales)	hvězdicovité (Asteraceae)

Tab. 3. Přehled a taxonomie studovaných druhů

3.6.1 Bolševník velkolepý

Heracleum mantegazzianum (Sommier et Levier 1895) (obr. 2)



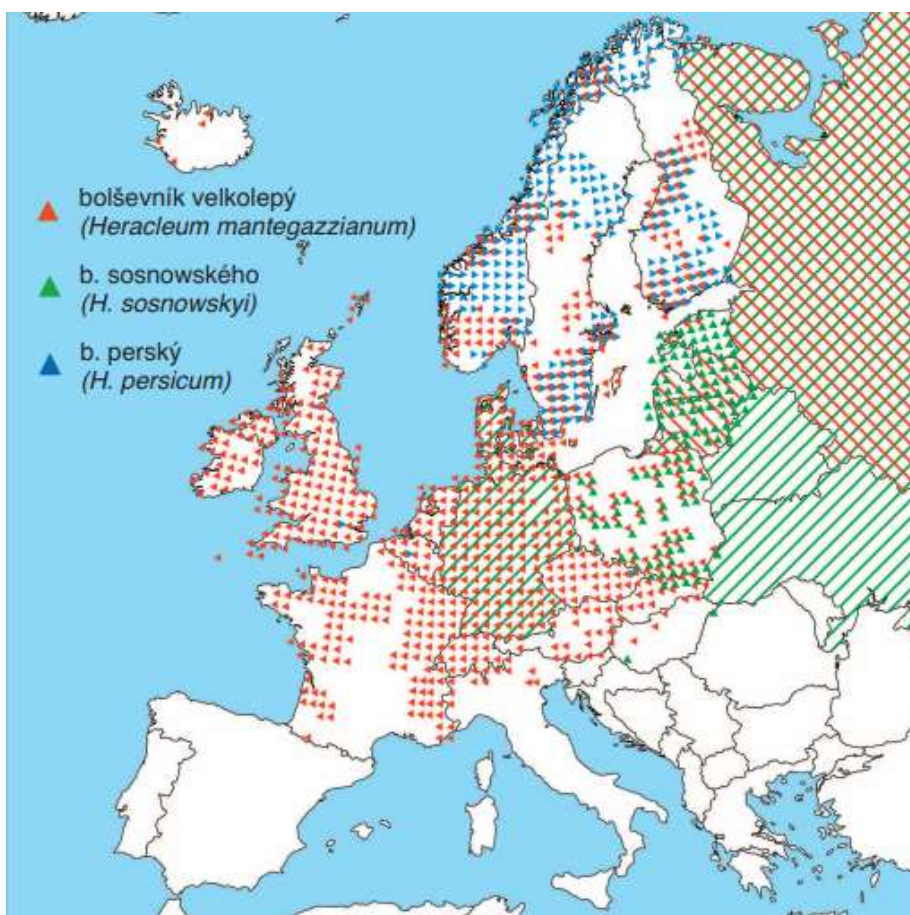
Obr. 2: Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*) (Foto: Stanislav Krejčík)

Rostlina je původem ze západní části Kavkazu. Druhotným areálem je pak západní a střední Evropa a také severní Amerika. První zmínka o introdukci pochází z Anglie z roku 1817. Přibližně o 10 let později, v roce 1928 už byla zaznamenána první zplanělá populace v anglickém hrabství Cambridgeshire (Nentwig 2014).

V České republice se vyskytuje především v západní polovině Čech. Za základ sekundárního rozšíření u nás je označováno dovezení rostlin knížetem Metternichem na zámek Kynžvart v 2. polovině 19. století. Rostliny byly dovezeny jako dekorativní pro parkové úpravy (Slavík 1997). V Evropě se vyskytují kromě bolševníku velkolepého i další invazní druhy, taktéž byly introdukované pro okrasné účely – v Pobaltí bolševník Sosnowského (*Heracleum sosnowskyi*) a bolševník perský (*Heracleum persicum*) ve Skandinávii (obr. 3) (Nentwig 2014; Perglová et al. 2007).

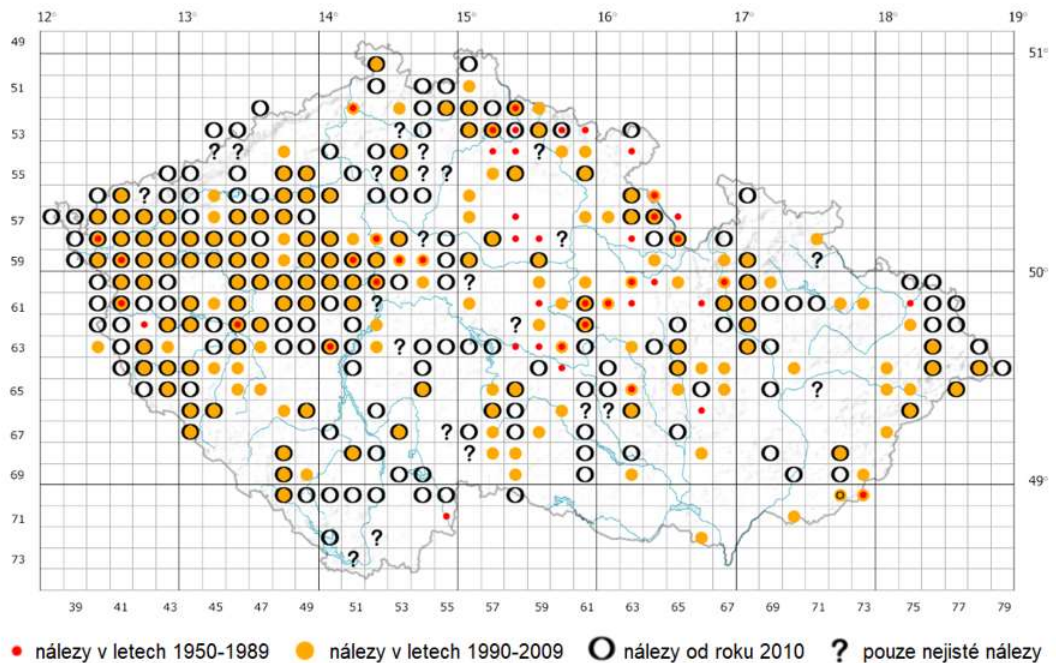
Slavík (1997) uvádí, že bolševník roste především na okrajích lesů, ladem ležících vlhkých loukách, příkopech, rumištích, podél toků, na neobhospodařovaných

pozemcích, často na narušených a opuštěných místech. Na příznivém místě působí na původní vegetaci silně agresivně, stává se dominantním druhem a likviduje původní strukturu společenstva. Díky tomu na vhodných podmínkách může vytvářet souvislé husté porosty (Nentwig 2014). Vytvořením velkého množství semen si zajišťuje úspěšnost nejen na daném místě, ale velmi dobře pomocí těchto semen obsazuje i další vhodná stanoviště. Poměrně velká, ale lehká semena se šíří nejlépe vodou a mají schopnost klíčení po dobu sedmi let.



Obr. 3: Rozšíření tří invazních druhů bolševníku v Evropě. (Perglová et al. 2007)

Jedná se o dvouletou až vytrvalou monokarpickou bylinu, jejíž výška dosahuje v dospělosti až 5 m. Silná a dutá lodyha, která je žebernatá a skvrnitá, nese velké vrcholové okolíky, které dosahují až 50 cm v průměru. Velké listy, dosahující až 150 cm, mají 3 čtenu, zpeřenou čepel s hlubokými ostře řezanými úkrojky. Směrem k vrcholu rostliny listy ubírají na velikosti. Květenství tvoří největší vrcholový okolík, který je složen až ze 150 okolíčků, ten obrůstá několik sekundárních okolíčků, které ho přerůstají. Korunní lístky jsou bílé, okrajové jsou zvětšené. Rostliny vytvářejí průměrně okolo 20 tisíc semen. Po odkvětu rostlina hyne a vegetativně se nemnoží (Kubát et al. 2002).



Obr. 4: Rozšíření bolševníku velkolepého v České republice (AOPK 2020)

Celá rostlina obsahuje fotosenzibilizující látky, které při styku s pokožkou působí na slunečním záření puchýřovité vyrážky (Fuchs et al. 2011; Jakubská-Busse et al. 2013). Rostlina byla na našem území opakovaně likvidována, nikdy se však nepodařilo ji vytlačit a po několika letech od provedení opatření se její populace vrátila k původnímu stavu (obr. 4) (Perglová et al. 2007).

3.6.2 Křídlatka česká

Reynoutria x bohemica (Chrtek et Chrtková 1983) (obr.5)

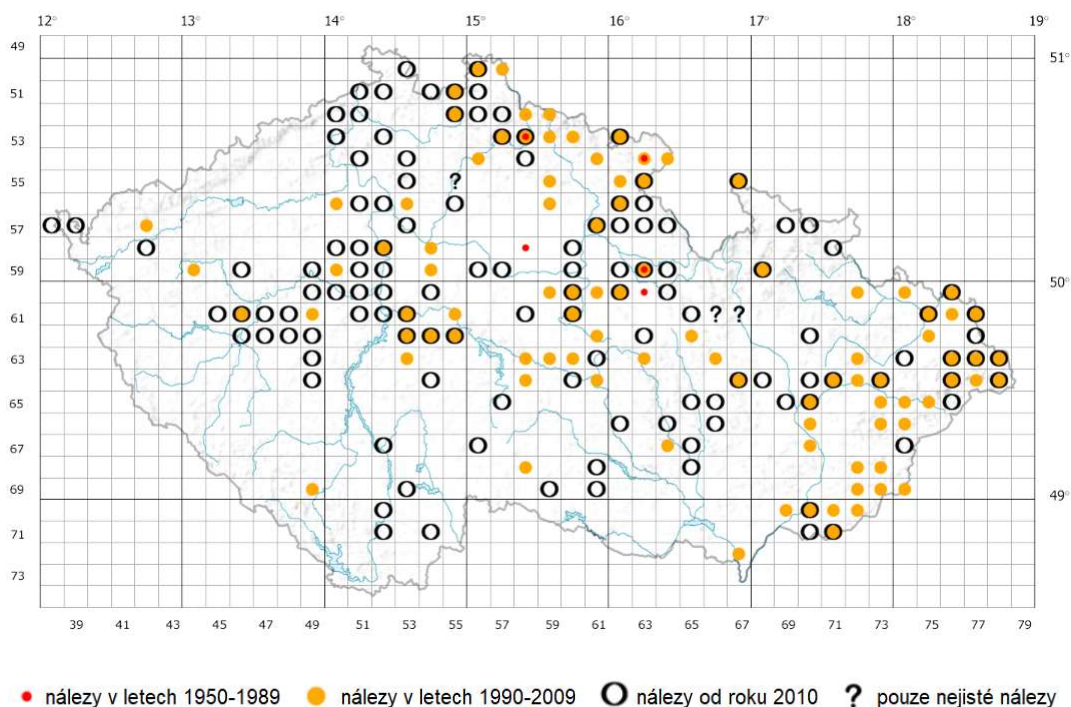


Obr. 5: Křídlatka česká (*Reynoutria x bohemica*) (Foto: Vladimír Motyčka)

Primární výskyt je znám ze severního Japonska, kde se překrývají areály rodičovských druhů, kterými jsou křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) a křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) (Fojcik et Tokarska-Guzik 2000). V současné době roste planě již na většině území Evropy a v Severní Americe a v jižnějších a východnějších částech Evropy je zřejmě hojnější než rodičovské druhy (Bailey et Wisskirchen 2004).

První záznam o pěstování je z Velké Británie z roku 1872. Na našem území jsou první záznamy až z roku 1950, kdy byl pěstován v Botanické zahradě Karlovy univerzity v Praze (Mandák et al. 2004).

Stále častěji expanduje i do ryze přírodních společenstev, zejména podél komunikací a potoků a řek (Mlíkovský et Stýblo 2006). Na stanovištích vytváří husté zapojené porosty, které zcela potlačují ostatní vegetaci.



Obr. 6: Rozšíření křídlatky české v České republice (AOPK 2020)

Deyl et Hýsek (2001) uvádějí, že se jedná o statné vytrvalé dvoudomé byliny s bohatě větvenými, silnými, dlouhými oddenky. Lodyhy jsou obvykle 2-3 m vysoké, silné, duté a s červenými skvrnami. Čepel bývá 15-23 cm dlouhá a 12-20 cm široká. Zpravidla je široce vejčitá, na vrcholu zašpičatělá nebo vybíhající v dlouhou ostrou špičku. Na bázi je čepel tupě klínovitá nebo mělce srdčitá, na rubu s krátkými chlupy. Květenstvím je lata mnohokvětých lichoklasů složená z malých bílých květů. Křídla okvětí jsou 2-3 mm široká, po květní stopce sbíhavá. Kvete od července do září (Kubát et al. 2002)

Podle Mlíkovského et Stýbla (2006) patří křídlatka česká mezi nejnebezpečnější invazní rostliny Evropy. V současnosti v České republice (obr. 6) není tak hojná jako křídlatka japonská, ale ze všech druhů křídlatek vyskytujících se na našem území se šíří nejrychleji. Nejlépe odolává mechanickému odstraňování porostů a regenerační schopnost z oddenků a lodyh dosahuje u některých populací téměř 100 % (Hrušková et Hofbauer 1999; Bímová et al. 2004). Křídlatka česká má také ze všech tří druhů nejvyšší genetickou variabilitu, což může s větší pravděpodobností vést ke vzniku lokálních adaptovaných odolných typů, které mají vysoký potenciál šířit se na nová stanoviště (Bailey et al. 1995; Parepa et al. 2014). Hrušková et Hofbauer (1999) uvádějí, že k likvidaci porostů křídlatek je nutné po několik sezon kombinovat postřik herbicidem (nejlépe dvakrát ročně)

s mechanickým narušováním nadzemní i podzemní biomasy. U křídlatky české bohužel není často ani tento způsob dostatečně účinný.

3.6.3 Křídlatka japonská

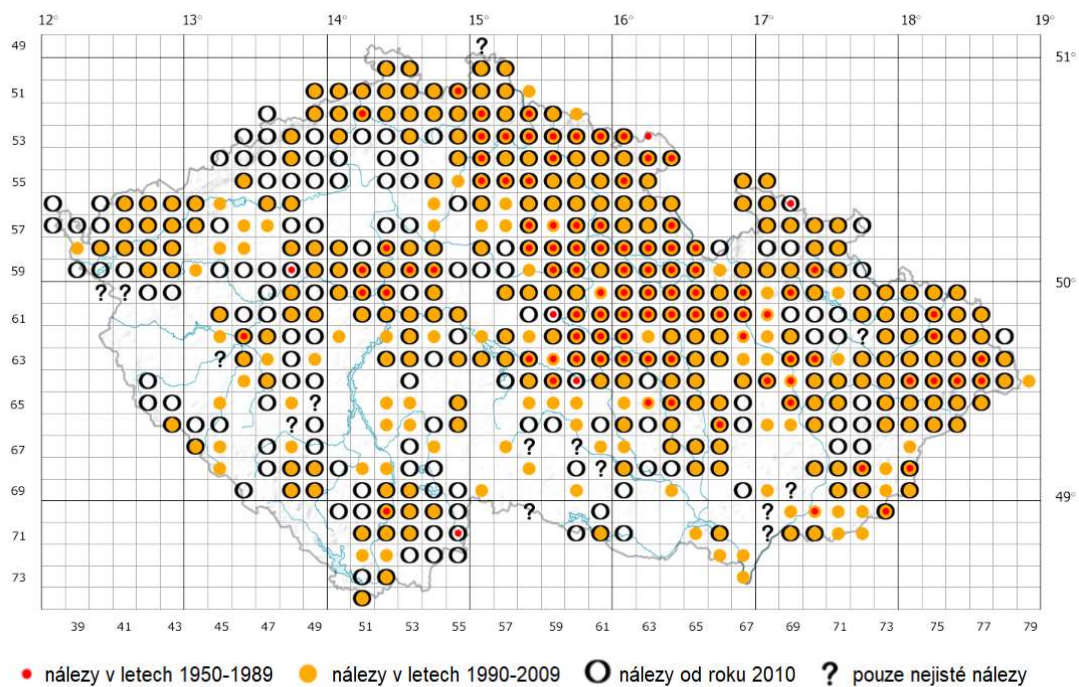
Reynoutria japonica (Houtt.1777) (obr. 7)



Obr. 7: Křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) (Foto: Josef Tecl)

Dle Mlíkovského et Stýbla (2006) je primárním areálem Japonsko. V některých zdrojích je uvedena širší oblast zahrnující i Čínu, Korejský poloostrov či Taiwan (Čihař et al. 1988). Sekundárně se nachází v Severní Americe, Austrálii, Novém Zélandu a také v Evropě, kam byla dovezena v 19. století. A dále se šíří po celém světě. V České republice byla pěstována od roku 1883 v parku v Netolicích (Mlíkovský et Stýblo 2006). Pyšek et Tichý (2001) uvádí, že nyní se vyskytuje již na celém našem území (obr. 8).

Patří mezi silně invazivní druhy. Šíří se velmi často a rychle zejména podél vodních toků, komunikací a na rumišťích (Nentwig 2014). Množí se především vegetativně. Kvete od července do září (Aichele 1996).



Obr. 8: Rozšíření křídlatky japonské v České republice (AOPK 2020)

Křídlatka japonská je 1,5-2 m vysoká vytrvalá dvoudomá bylina. Lodyha je přímá, dutá a dužnatá, na řezu oblá, na povrchu buď lysá nebo jemně papilkatá. Listy jsou střídavé, řapíkaté, s řapíkem v délce 1,5-3 cm (Kubát et al. 2002). Čepel je vejčitá až široce vejčitá, 10-17 cm dlouhá a 8-12 cm široká, na vrcholu špičatá a při bázi buď uťatá nebo tupě klínovitá (Dostál 1989). Z úžlabí listů vyrůstají květenství ve formě laty mnohokvětých lichoklasů. Květy jsou pravidelné, pětičetné s průměrem 7-10 mm. Okvětí není rozlišeno na kalich a korunu a okvětní lístky jsou bílé. Plodem je nažka (Kubát et al. 2002).

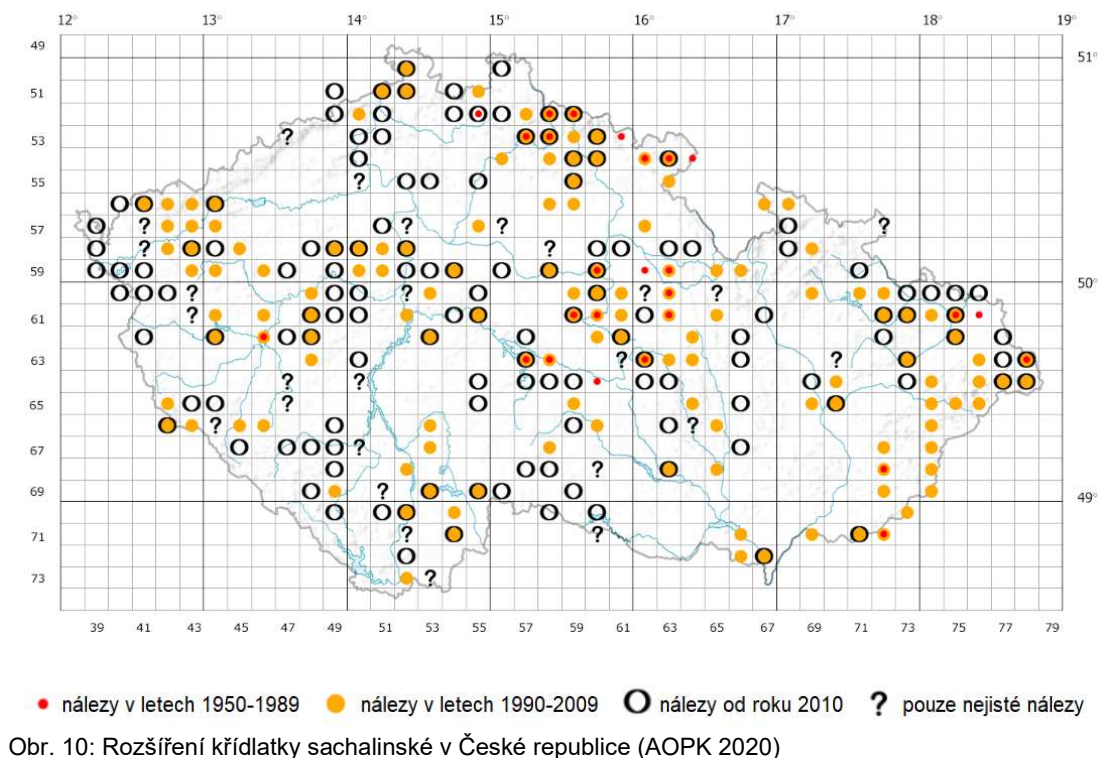
3.6.4 Křídlatka sachalinská

Reynoutria sachalinensis (Nakai 1922) (obr. 9)



Obr. 9: Křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) (zdroj: <https://botany.cz/>)

Primárním areálem je Dálný východ, konkrétně ruský ostrov Sachalin, Kurilské ostrovy a japonské ostrovy Hokkaidó a Honšú. Do Evropy byla jako okrasná rostlina dovezena v druhé polovině 19. století, konkrétně do botanické zahrady v Petrohradu, odkud byla distribuována dále (Sukopp et Starfinger 1995). V současnosti se vyskytuje jako vysoce invazivní a značně nebezpečný druh v řadě zemí Evropy i Severní Ameriky, byla zaznamenána i v jihovýchodní Austrálii a na Novém Zélandě (Marigo et Pautou 1998). U nás byla poprvé nalezena v roce 1921 u Kolína. Dnes roste roztroušeně (obr. 10) skoro na celém našem území kromě hor v pohraničí (Mandák et al. 2004).



Na Dálném východě roste na březích řek a potoků. A také u nás využívá ke svému šíření vodní toky, ale objevuje se i v okolí lidských sídel. Šíří se i na přirozená stanoviště, kde vytváří velmi husté porosty, které vytlačují veškerou původní vegetaci (Mandák et al. 2004).

Jedná se o vytrvalou dvoudomou bylinu vysokou 2-4 m. Lodyhy jsou přímé, duté, lysé a v horních částech se větví. Listy jsou řapíkaté, celokrajné, podlouhle vejčité až vejčité, na délku dosahují až 35 cm, na šířku 10-20 cm, na vrcholu jsou špičaté a na bázi srdčité. Drobné květy jsou zelenobílé až nažloutle zbarvené, uspořádané v lichoklasech až 6 cm dlouhých. Kvete od července do září. Plodem je trojhranná nažka (Kubát et al. 2002).

Ze tří druhů u nás se vyskytujících křídlatek je právě tento druh rozšířen nejméně, avšak přesto představuje pro krajinu značné nebezpečí. Doporučuje se proto jeho důsledná likvidace ve všech ohniscích výskytu (Mandák et al. 2004). Podle map rozšíření (obr. 6, 8, 10) je ale patrné, že by křídlatka sachalinská mohla v nejbližších letech být rozšířenější než křídlatka česká (AOPK 2020).

3.6.5 Netýkavka žláznatá

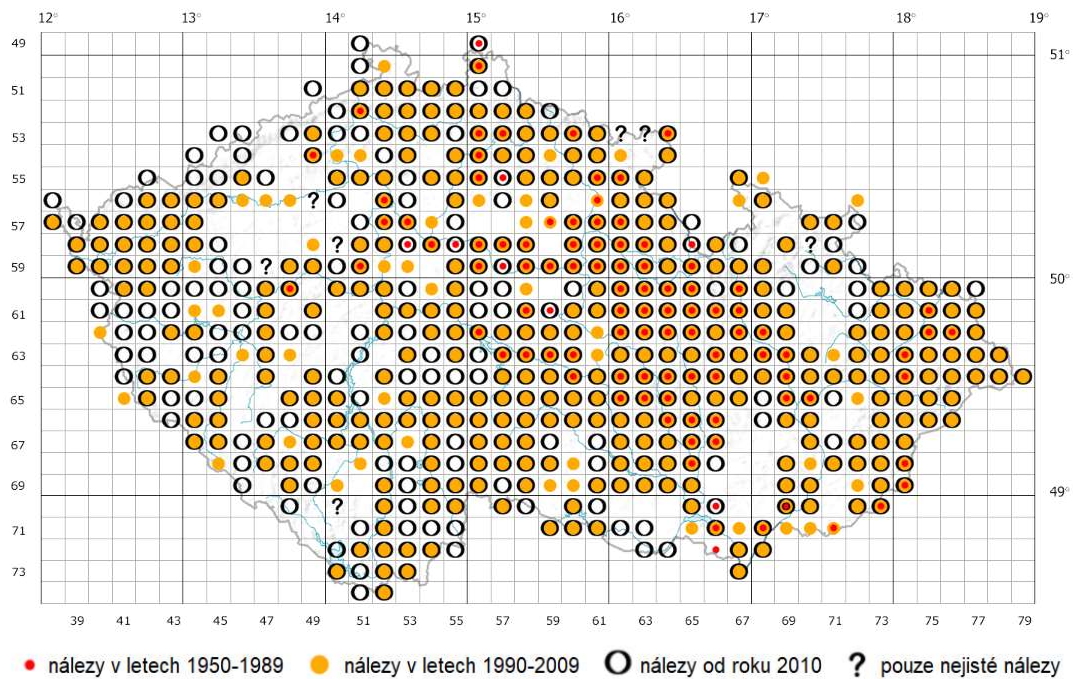
Impatiens glandulifera (Royle 1834) (obr. 11)



Obr. 11: Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) (Foto: Lubomír Klátil)

Dostál (1989) uvádí, že areál původního výskytu je oblast západního Himálaje. V celé Evropě včetně České republiky jde o zplanělý a zdomácnělý druh, který byl v 1. polovině 19. století dovezen do Evropy jako okrasná rostlina. Vyskytuje se například v severní Patagonii (Hejda et al. 2009) nebo Severní Americe (Mlíkovský et Stýblo 2006).

Roste především ve vlhkých nivách nebo březích řek a potoků, vyskytuje se i na rumišťích či narušených plochách. Podél řek vytváří souvislé a trvalé porosty, v těchto lokalitách je často konkurenčně úspěšná (obr. 12). Snahy o její likvidaci můžou však otevřít prostor pro ostatní invazivnější druhy rostlin, jako je např. již zmíněná křídlatka japonská. Zároveň její dopad na složení společenstev je oproti ostatním invazním druhům poměrně malý (Hejda et Pyšek 2006). Kvete od července do října (Beerling et Perrins 1993).



Obr. 12: Rozšíření netýkavky žláznaté v České republice (AOPK 2020)

Kubát et al. (2002) uvádí, že se jedná o jednoletou statnou bylinu, jež může dorůst až do 3 m výšky. Lodyha je dutá a ve spodní části může být až 5 cm široká. Listy na ni nasedají ve spodní části střídavě, v horní části jsou pak vstřícné, někdy v přeslenu. Tvarem jsou listy kopinaté, po okraji zubatě pilovité, při bázi listu žláznaté. Dosahovat mohou až 30 cm na délku a 8 cm na šířku. Květy jsou uspořádány v hroznu a nejčastěji jsou v barvě červeno fialové, méně často fialové nebo bílé. Kvete od srpna do října, šíří se pomocí semen, plodem jsou tobolky.

3.6.6 Zlatobýl kanadský

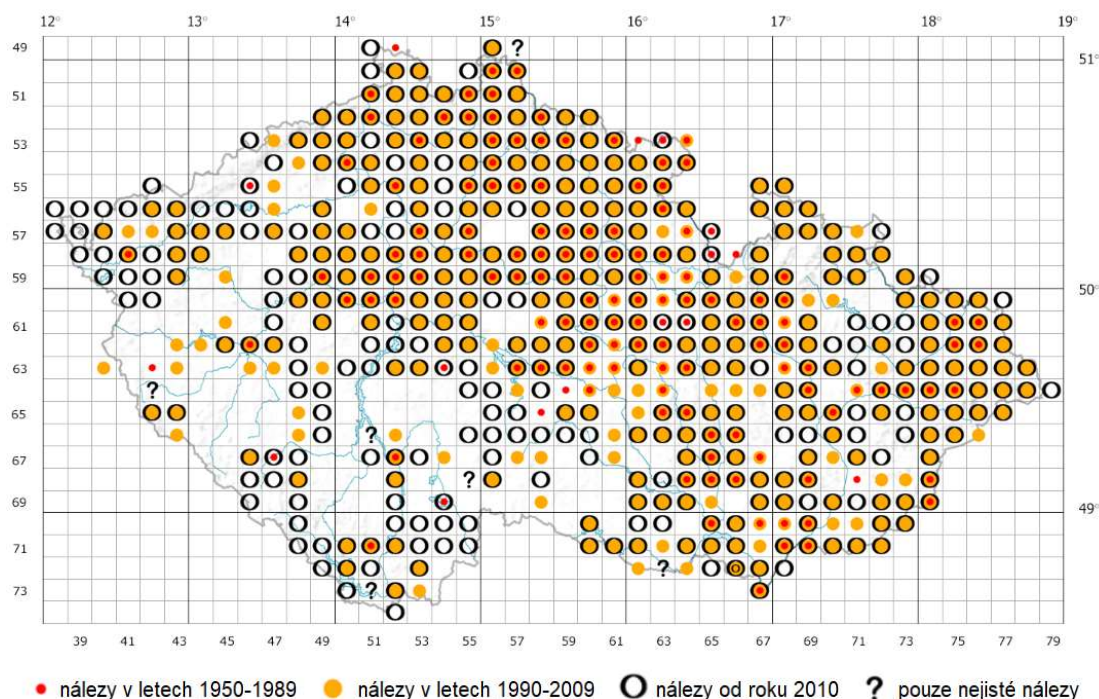
Solidago canadensis (Linne 1753) (obr. 13)



Obr. 13: Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) (Foto: Vojtěch Herman)

Druh je původem ze Severní Ameriky. Sekundárně byl rozšířen do východní Asie, Austrálie a na Nový Zéland a také do Evropy, kde jsou první záznamy o něm z Francie z poloviny 17. století. V České republice byl zaznamenán poprvé v roce 1838. Nyní se vyskytuje téměř na celém území ČR (obr. 14) (Mlíkovský et Stýblo 2006), na železničních náspech, rumišťích, poloruderálních místech v obcích, ale i na březích řek a při okrajích komunikací. Do 2. pol. 19. století byl pěstován v zahradách a parcích, pak začal zplaňovat (Pyšek et Tichý 2001).

Slavík et Štěpánková (2004) popisují, že se jedná o vytrvalou, 80-150 cm vysokou bylinu s kompaktním oddenkovým systémem. Lodyha je přímá, nevětvená a olistěná. Listy jsou přisedlé, střídavě vyrůstající, s čepelí kopinatého tvaru. Dorůstají mohou délky 5-15 cm a šířky 0,5-2 cm. Květy jsou žluté, květní úbory jsou 5 mm dlouhé a jsou uspořádány do hroznů, které vytvářejí jednostrannou latu. Plodem je nažka (Kubát et al. 2002).



Obr. 14: Rozšíření zlatobýlu kanadského v České republice (AOPK 2020)

Kromě toho, že je pěstovaný jako okrasná rostlina, je to také rostlina včelařská, vylepšující pozdně letní a podzimní snůšku pylu u včel (Amtmann 2010). Nadprodukce pylu však způsobuje v některých územích pylové alergie. Někdy bývá rostlina využívána i jako léčivá, protože obsahuje saponiny s hemolytickým účinkem, glykosidy, hořčiny, glykosilanové flavonoidy, kyselinu nikotinovou, kávovou, chlorogenovou, skořicovou, seskviterpenoidy, diterpenoidy a další složité látky (Reznicek et al. 1991).

U nás se můžeme běžněji setkat se třemi druhy zlatobýlů (z. kanadský, z. obecný a z. obrovský), od zbylých dvou tento druh odlišíme tak, že jazykovité květy jsou sotva delší než trubkovité, kdežto u zbylých dvou jsou zřetelně delší (Kubát et al. 2002).

3.6.7 Zlatobýl obrovský

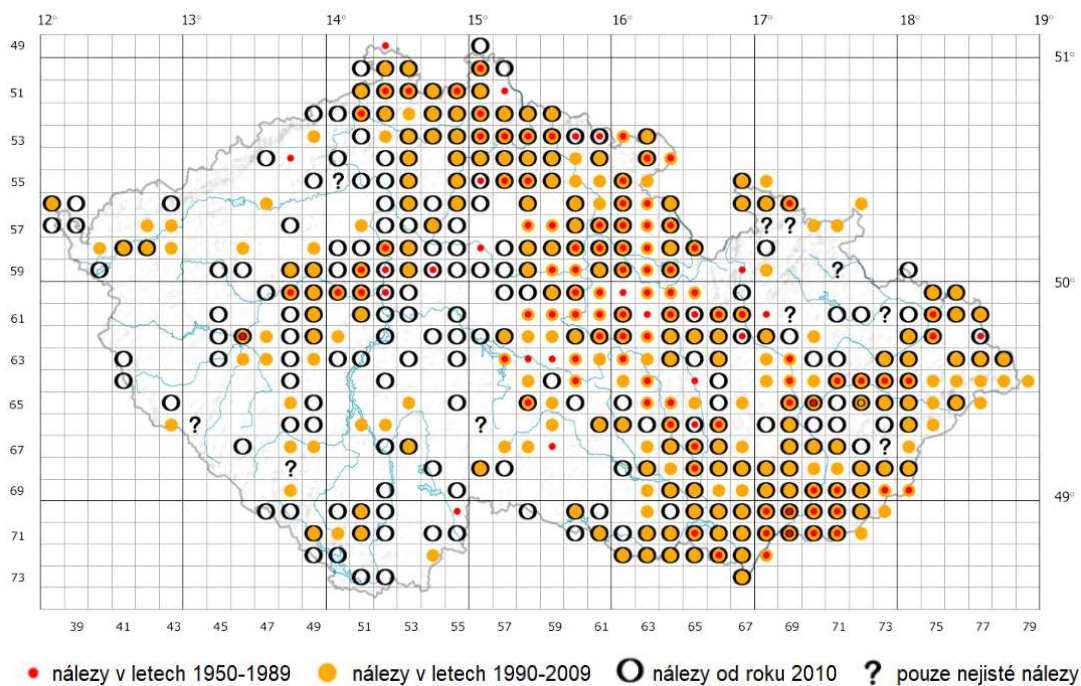
Solidago gigantea (Aiton 1789) (obr. 15)



Obr. 15: Zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*) (Foto: Jana Zichová)

Za primární areál je označován jih Kanady a USA. Sekundárně osídlil především západní, střední a jižní Evropu, zavlečen byl také na Azorské ostrovy a stále hojněji se objevuje i ve východní Asii (Jakobs et al. 2004). U nás je zplanělý nerovnoměrně po celém území (obr. 16). V Evropě byl poprvé zaznamenán v Londýně v roce 1758, v České republice byl první záznam o výskytu tohoto druhu z roku 1851. Již od 2. poloviny 19. století dochází ke zplaňování (Mlíkovský et Stýblo 2006).

Slavík et Štěpánková (2004) uvádějí, že roste na březích vodních toků, na rumišťích, podél cest a může se vyskytovat i v lužních lesích. Snáší i mírné zastínění.



Obr. 16: Rozšíření zlatobýlu obrovského v České republice (AOPK 2020)

Kubát et al. (2002) zlatobýl obrovský popisuje jako vytrvalou bylinu s lodyhou nejčastěji dosahující výšky 80–200 cm, v některých případech může být i v rozmezí 50-230 cm. Lodyhy jsou přímé, nevětví se a jsou lysé, kromě oblasti květenství, kde jsou mírně chlupaté. Postavení listů na stonku je střídavé, listy jsou kopinaté, po okrajích pilovité, dlouhé 7-18 cm a široké 1,2-3 cm, na vrcholu zašpičatělé. Květy jsou žluté, jazykovité květy jsou zřetelně delší než trubkovité, jejich úbory jsou uspořádané do hroznů a vytvářejí pyramidální laty. Plodem jsou nažky, které roznáší vítr po okolí, díky tomu se druh snadno šíří.

Zlatobýl je důležitá včelařská rostlina, zároveň je však za květu významným alergenem. Zlatobýl obrovský je u nás často pěstován jako okrasná rostlina (Weber 1998).

4. Charakteristika zájmového území – Litoměřicko

Navzdory významné koncentraci těžkého průmyslu patří Ústecký kraj z hlediska přírodních poměrů a úrovně biodiverzity k nejbohatším regionům Čech. Podíl zvláště chráněných území na celkové výměře kraje proto patří k největším v České republice. Ke konci roku 2014 zde existovalo celkem 167 přírodních památek

a přírodních rezervací všech kategorií, 4 chráněné krajinné oblasti, 1 národní park, 103 evropsky významných lokalit, 5 ptačích oblastí a 7 přírodních parků (Anděl 2000; Roubal et Šídlo 2014).

Ústecký kraj zaujímá svojí rozlohou 5 339 km², čímž představuje 6,8 % území České republiky. Litoměřicko a Louny patří v rámci kraje k oblasti s nižším zastoupením průmyslu, větším podílem zemědělství a také je zde nadprůměrné zastoupení menších venkovských sídel (Anděl 2000).

Okres Litoměřice leží v jihovýchodní části Ústeckého kraje a jeho největším sídlem je město Litoměřice. Celková rozloha okresu činí 1.032,37 km², z toho je 71,03 % zemědělské půdy, kterou z 81,61 % tvoří orná půda (57,97 % rozlohy okresu). Lesní pozemky tvoří 16,41 % rozlohy okresu a vodní plochy zaujímají 1,82 % rozlohy okresu (ČÚZK 2017). Severní část okresu pokrývá lesnaté České středohoří s mnoha jižními stráněmi výhodnými pro pěstování ovoce, ačkoliv v poslední době upadá. Naopak jižní, nížinná část je téměř zcela zemědělsky využitá (Vystoupil et Šauer 2017).

Zájmové podoblasti	Popis podoblasti
Okolí Litoměřic	Okolí města a pravý břeh Labe na sever od Litoměřic
Úštěcko	Severovýchodní část kolem Úštěka
Milešovské Středohoří	Severozápadní část okolo Lovosic
Dolní Poohří	Jihozápadní část kolem Ohře, zahrnující Libochovice a Budyni nad Ohří
Podřipsko	Jihovýchodní část, oba břehy Labe okolo Roudnice nad Labem a Štětí

Tab. 4. Přehled dotčených zájmových oblastí na Litoměřicku

Námi dotčená území se nachází zejména v údolních nivách Dolního Poohří a pozemcích u toků v okolí Litoměřic, Úštěcka a Podřipska (tab 4). Zahrnuto je celkem 40 katastrálních území nacházejících se v okrese Litoměřice. Dotčená katastrální území v Ústeckém kraji jsou uvedena v tabulce 5.

Název katastrálního území (číslo k. ú.)	
Bechlín (601471)	Malé Žernoseky (690589)
Bohušovice nad Ohří (606669)	Mlékojedy u Litoměřic (697303)
Boreč u Lovosic (607495)	Mšené-lázně (700258)
Brňany (609919)	Nové Dvory u Doksan (706132)
Břežany nad Ohří (614971)	Okna u Polep (725196)
Budyně nad Ohří (615617)	Oparno (711411)
Čížkovice (624101)	Písty (721042)
Doksany (628182)	Pohořany (724831)
Dolánky nad Ohří (628247)	Polepy (725200)
Dubany (633321)	Poplze (725773)
Evaň (634441)	Radouň u Štětí (738689)
Hostěnice u Brozan (312901)	Roudnice nad Labem (741647)
Hošťka (646261)	Ředhošť (744905)
Chotěšov u Vrbičan (653225)	Sulejovice (759414)
Chudoslavice (654817)	Tetčiněves u Úštěku (766887)
Křesín (676055)	Terezín (766470)
Křešice u Litoměřic (676080)	Třebívlice (770027)
Levousy (676063)	Třeboutice (770442)
Libochovice (683124)	Úštěk (775533)
Litoměřice (685429)	Vrbka u Roudničku (741817)
Lounky (687332)	Žabovřesky (794171)
Lovosice (687707)	Žitenice (797197)

Tab. 5: Přehled zasažených katastrálních území

5. Metodika

5.1 Terénní mapování

Základním podkladem pro tuto práci byly výsledky z terénních šetření, které byly provedeny od května do září 2018. V průběhu těchto terénních prohlídek byly lokalizovány vybrané invazní druhy v oblasti okresu Litoměřice. Zasažená místa byla zaměřena pomocí GPS zařízení a zaznamenána do vytištěné ortofotomapy. Poté byly záznamy nalezených lokalit s determinovanými druhy zaznamenány jako bod v mapovém serveru www.mapy.cz. Zároveň se sběrem dat bylo prováděno

vyhodnocení biotopů v lokalitách výskytu dle Katalogu biotopů (Chytrý et al. 2004), které pak byly převedeny do programu QGIS.

5.2 Zpracování mapových podkladů

Pro tvorbu map s přehledem výskytu druhů bylo využito programu QGIS (2.18.12.). Zaznamenané výsledky byly uloženy a exportovány jako soubory ve formátu GPX a ty byly poté vloženy jako samostatné vrstvy do programu QGIS. Dále byly do programu QGIS přidány mapové podklady získané z geoportálu Českého úřadu zeměměřičského a katastrálního. Jednalo se o vrstvy ortofotomapy, mapy katastrálních území, mapy vodních toků ve formátu SHX, SHP, DBF a WMS. Tyto podklady byly klíčové, neboť díky tomu mohl být výskyt invazních druhů přesně lokalizován. Dále bylo zjištěno, v jakých katastrálních územích se invazní druhy nacházejí a čísla jejich pozemkových parcel. Mapové vrstvy tak obsahovaly vyznačení výskytu jednotlivých druhů, katastrální území a polohopisné údaje.

Nalezené invazní rostliny byly determinované do odpovídajících taxonů. Pro přehlednější výsledky byly analyzované druhy rozděleny do čtyř skupin, kdy byl hodnocen bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) a dohromady byly hodnoceny zástupci rodu zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) a zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*). Podobně byly pro přehlednější vyhodnocení sloučeny dohromady na základě rodu křídlatka česká (*Reynoutria x bohemica*), křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) a křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*).

Následně byly lokality s výskytem invazních druhů zpracovány tak, aby byl vytvořen přehledný a zároveň ucelený soubor dat. Ve všech případech se jednalo o biotopy nějakým způsobem vázané na vodu – niveleta vodních toků, mokřady, štěrkopískové náplavy, břehové partie vodních toků.

5.3 Zpracování dat

Vzhledem ke skutečnostem, že se většina lokalit nacházela v blízkosti vodních toků, zkontaktovala jsem správce vodních toků Povodí Ohře v dané oblasti, kteří mají na starosti péči o koryta vodních toků, údržbu břehových porostů na pozemcích koryt vodních toků, ale i na pozemcích s nimi sousedících. Dlouhodobě se zabývají také likvidací invazních druhů. Od pracovníků jsem získala data k invadovaným plochám,

jako je druh invazních rostlin, částky vynakládané na jednotlivé metody likvidace, ale také vyčíslení dalších nákladů, jako je např. hodinová sazba pracovníků. Finanční náklady vztahující se k pracovníkům nebo technice jsou uvedeny v příkazu generálního ředitele pro stanovení cen.

Pro zobrazení obrázků a statistické hodnocení dat byl vybrán program Excel, pro vytvoření složitějších obrázků byl využit program SigmaPlot, verze 10.0.

Soubor zpracovávaných dat obsahoval celkem pět sloupců, obsahujících název k. ú., názvy rostlin nalezené na daném k. ú., využití jako kategorická proměnná, počty lokalit zasažených daným druhem (kategorická proměnná, 4 druhy), zvolené metody (kategorická proměnná, 3 kategorie) a odpovídající vyčíslení ekonomické škody – kvantitativní proměnná, nespojitá.

Jako závislá proměnná byly využity výše ekonomických škod. Explorační datová analýza zahrnovala vizualizaci dat pomocí vytvoření sloupcových grafů, histogramů, grafů četností a krabicových grafů, kterými byly znázorněny jednotlivé závislosti ekonomických škod na druhu, četnosti lokalit a zvoleném způsobu likvidace.

6. Výsledky

6.1 Výskyt invazních druhů v zájmovém území

Na obr. 17 je možno vidět zaznamenané lokality bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*), který byl nalezen na sedmi lokalitách. Zatímco na šesti lokalitách v katastrálním území Evaň, Křesín, Mšené-lázně, Litoměřice a Třebívlice se jednalo spíše o jednotlivé rostliny až několik desítek rostlin, lokalita v katastrálním území Bechlín v nivě Dobřířské strouhy však byla masivně zasažena několika stovkami jedinců. Ve všech případech byla zvolena kombinovaná metoda, při které byly jednotlivé rostliny seseknuty a posléze na ně byl aplikován herbicid. Zásah bude nezbytný v dalších letech opakovat, protože v předešlých letech došlo k úniku semen z okolíků rostlin.



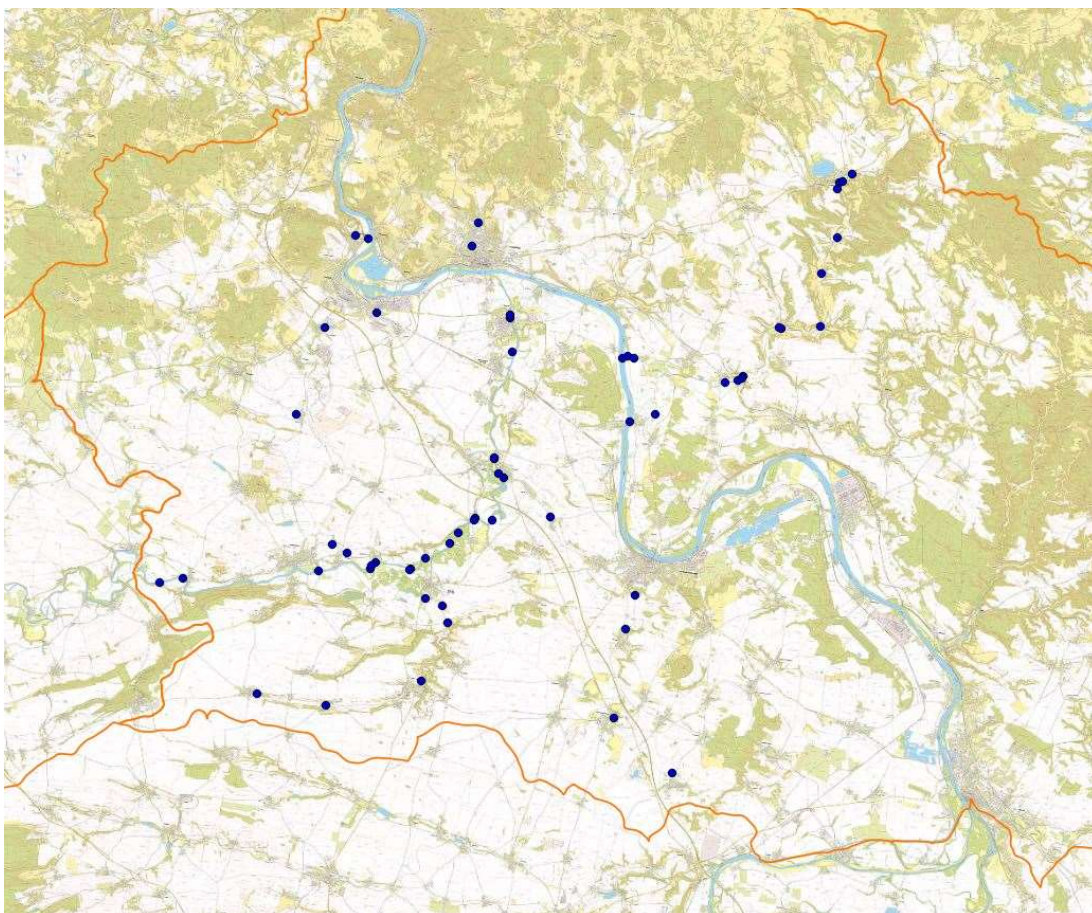
Obr. 17: Lokality výskytu bolševníku velkolepého

Na mapovém podkladu na obr. 18 je možno vidět zaznamenané lokality křídlatky (*Reynoutria x bohemica*, *R. japonica* a *R. sachalinensis*), která byla nalezena celkem na 23 lokalitách. Jednalo se o katastrální území Bohušovice nad Ohří, Břežany nad Ohří, Chudoslavice, Litoměřice, Lounky, Malé Žernoseky, Mšené-lázně, Nové Dvory u Doksan, Opárno, Ředhošť a Vrbka u Roudníčku. Prakticky ve všech případech se jednalo o ohraničené monokulturní porosty křídlatky, které byly likvidovány převážně chemickou metodou. Nejrozsáhlejší populace se nacházela na levém břehu Ohře v katastrálním území Břežan nad Ohří, kde je problém s křídlatkou dlouhodobého charakteru.



Obr. 18: Lokality výskytu rodu křídlatka

Na mapovém podkladu na obr. 19 je možno vidět zaznamenané lokality výskytu netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*), která byla nalezena celkem na 59 lokalitách. Ve všech případech se jednalo o niveletu vodních toků, zejména pak Ohře, Úštěckého potoka, Mšenského potoka, Pokratického potoka, Milešovského potoka, Čepele a Obrtku. Netýkavka bývá likvidována zejména za pomoci mechanických metod – sečí.



Obr. 19: Lokality výskytu netýkavky žláznaté

Na mapovém podkladu na obr. 20 je možno vidět zaznamenané lokality výskytu zlatobýlu (*Solidago canadensis* a *Solidago gigantea*). Zlatobýl byl nalezen na celkem 17 lokalitách. Ve všech případech se jednalo o místa ve vzdálenosti do 8 metrů od břehové hrany vodních toků (Milešovský potok, Močidla, Obrtka, Litochovický potok), avšak mimo niveletu toku. Zlatobýl byl likvidován mechanickými metodami – sečením.



Obr. 20: Lokality výskytu rodu zlatobýl

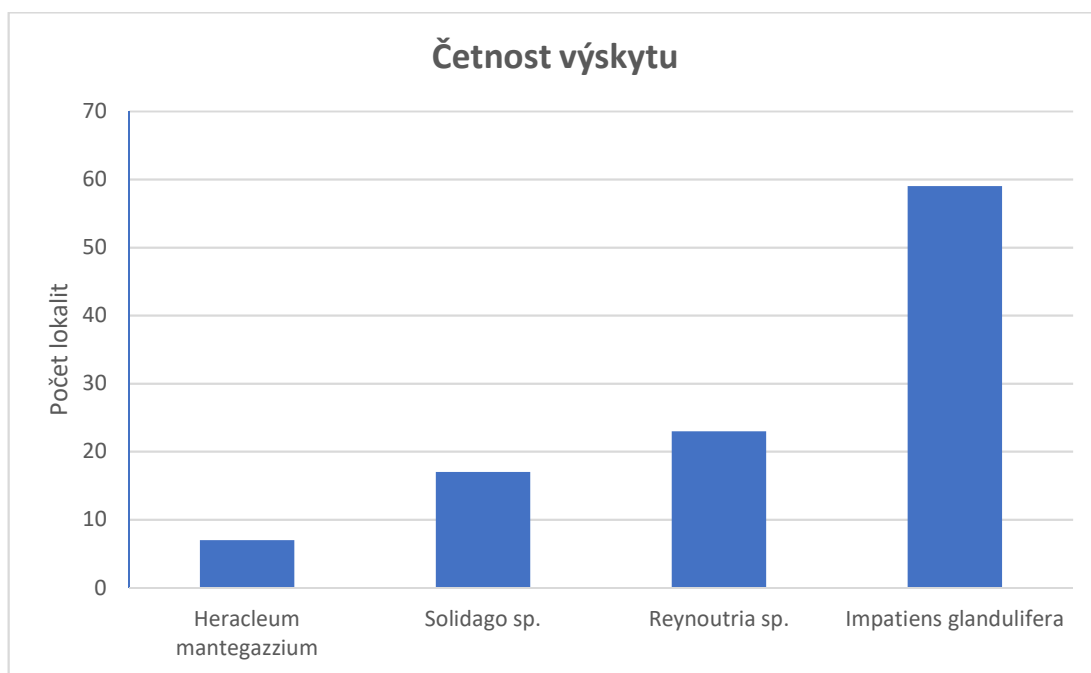
6.2 Přehled využitých metod likvidace

Na některých místech je využívána likvidace pouze mechanicky sečí či vytrháváním, jako je tomu zejména u porostů zlatobýlu. Na dalších místech je aplikován pouze chemický postřik, a na některých lokalitách je prováděna kombinace mechanické a chemické metody. Celkem bylo nalezeno 106 lokalit s výskytem invazních druhů (tab. 6). Hodnoty byly zaznamenány pro jednotlivé lokality zvlášť a nebyl brán ohled na samotnou výměru jejich plochy.

Taxon	Počet lokalit	Převažující metoda likvidace
bolševník velkolepý (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	7	kombinovaná
netýkavka žláznatá (<i>Impatiens glandulifera</i>)	59	mechanická
zlatobýl obrovský + kanadský (<i>Solidago gigantea</i> + <i>S. canadensis</i>)	17	mechanická
křídlatky (<i>Reynoutria x bohemica</i> , <i>R. japonica</i> a <i>R. sachalinensis</i>)	23	chemická

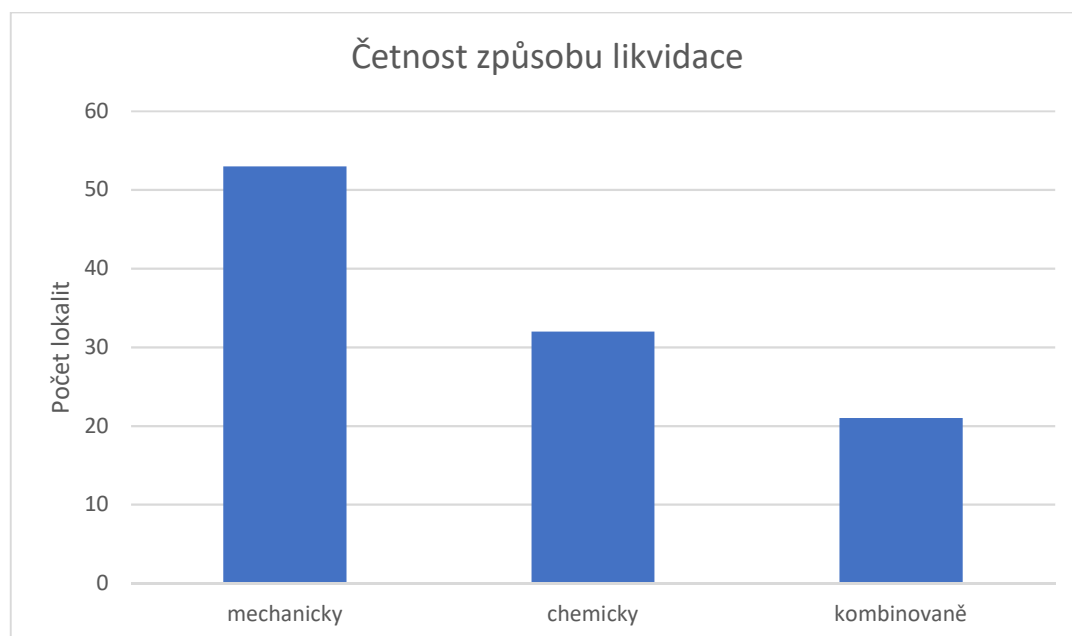
Tab. 6: Počet lokalit zmapovaných invazních rostlin a přehled převažující metody likvidace

Na následujícím grafu (obr. 21) je znázorněno, ke kolika lokalitám jednotlivých druhů (resp. rodů) se podařilo získat data ohledně jejich výskytu, způsobu likvidace a výše ekonomických nákladů, kterou způsobily v důsledku s náklady na jejich likvidaci. V zájmovém území bylo zjištěno 59 lokalit s netýkavkou žláznatou (*Impatiens glandulifera*), 23 lokalit s rodem křídlatka (*Reynoutria* sp.), 17 lokalit s rodem zlatobýl (*Solidago* sp.) a 7 lokalit zasažených bolševníkem velkolepým (*Heracleum mantegazzium*).



Obr. 21: Četnost výskytu jednotlivých invazních druhů v rámci studie

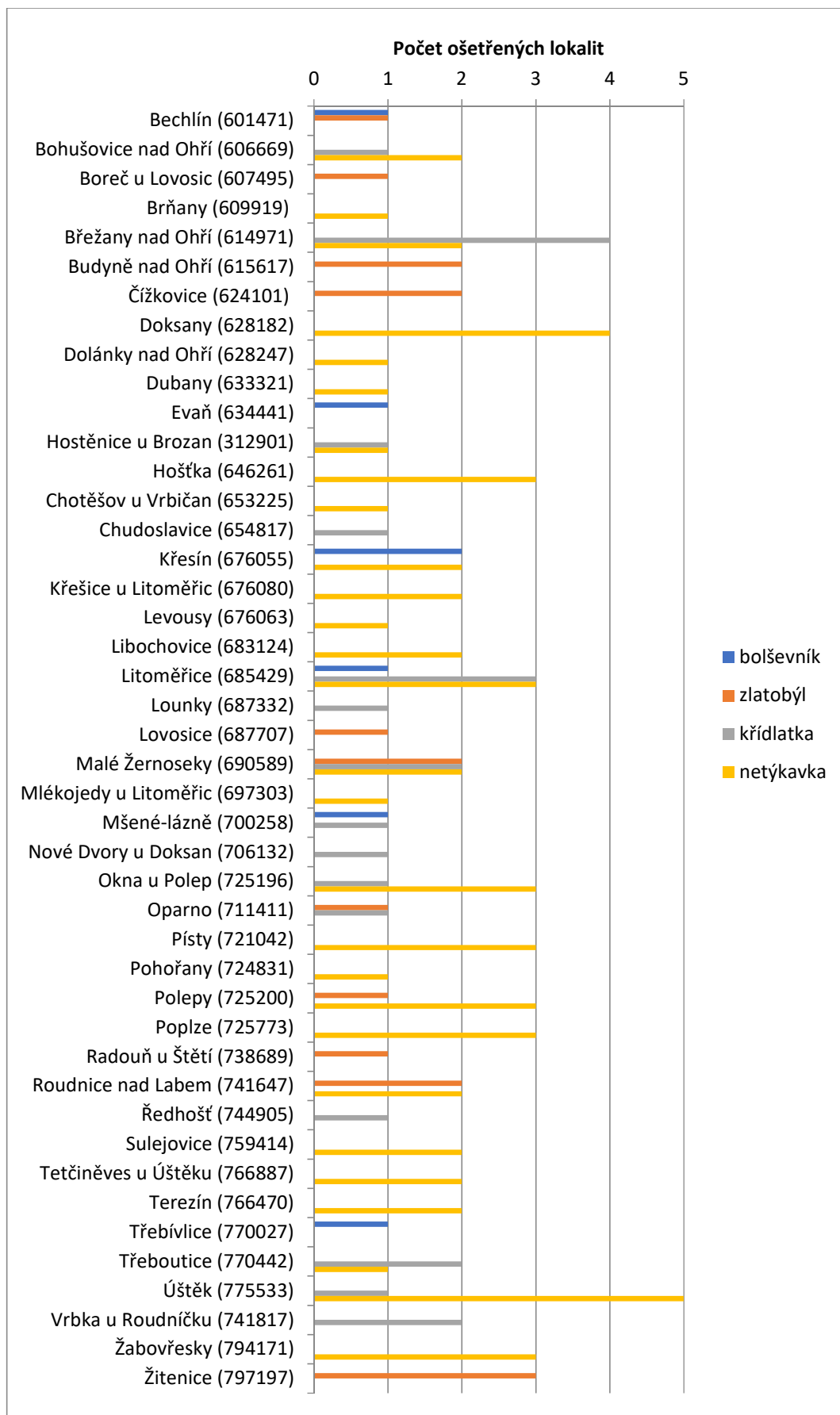
Obr. 22 ukazuje porovnání frekvence odlišných způsobů likvidace invazních rostlin. Použití mechanické metody za využití kosení, vytrhávání rostlin z půdy, zastřihávání, osekávání či vykopávání, využití chemické metody, která spočívá v postřiku herbicidem Roundup Biaktiv o maximální koncentraci 5 % a také kombinované metody, která spočívá ve využití obou předchozích metod.



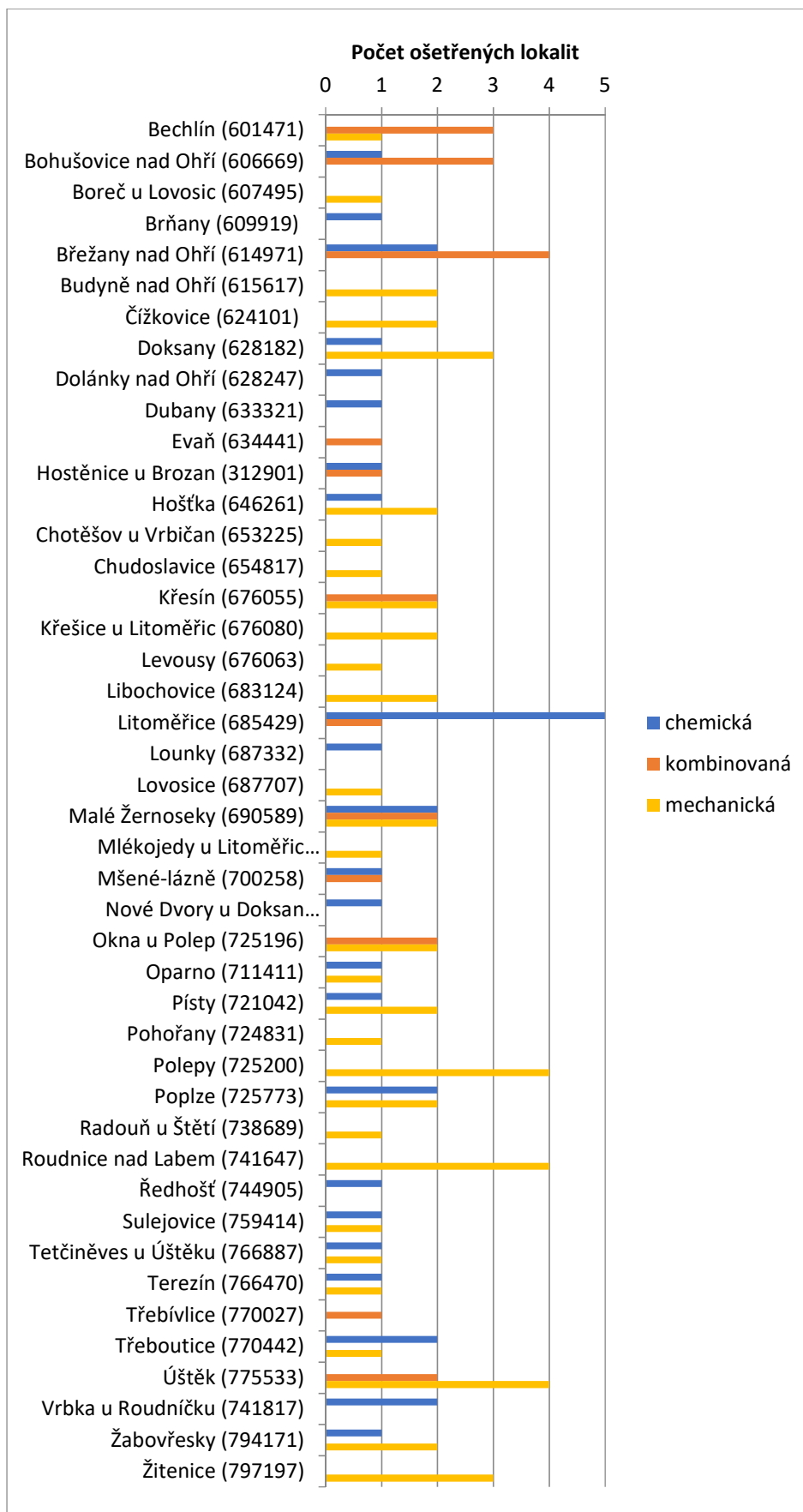
Obr. 22: Četnost způsobu likvidace na studovaných lokalitách

Jak je z grafu patrné, na 53 lokalitách je využívána mechanická metoda, která převažuje. 32 lokalit je ošetřováno chemickým postřikem a 21 lokalit je ošetřováno kombinovaným způsobem, kdy samotné používání jen jedné metody nestačí a na potlačení invazních druhů je zapotřebí zvýšené úsilí.

Následující obrázky ukazují přehled počtů zasažených lokalit jednotlivými druhy (obr. 23), kde zřetelně dominuje rozšíření netýkavky na většině studovaných lokalit, a také frekvenci aplikace jednotlivých likvidačních metod (obr. 24), kde výrazně převládá mechanická metoda likvidace.

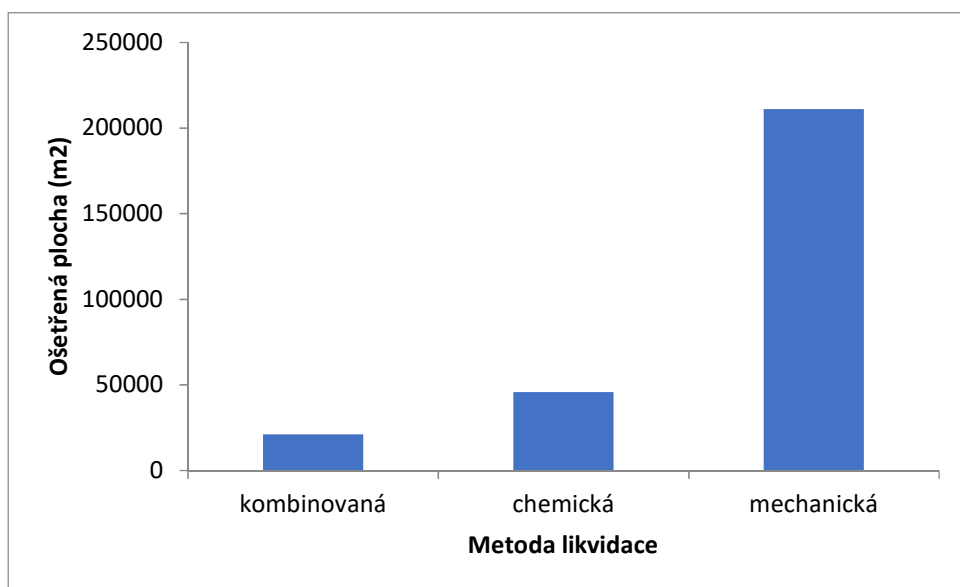


Obr. 23: Přehled jednotlivých katastrálních území zasažených invazními druhy

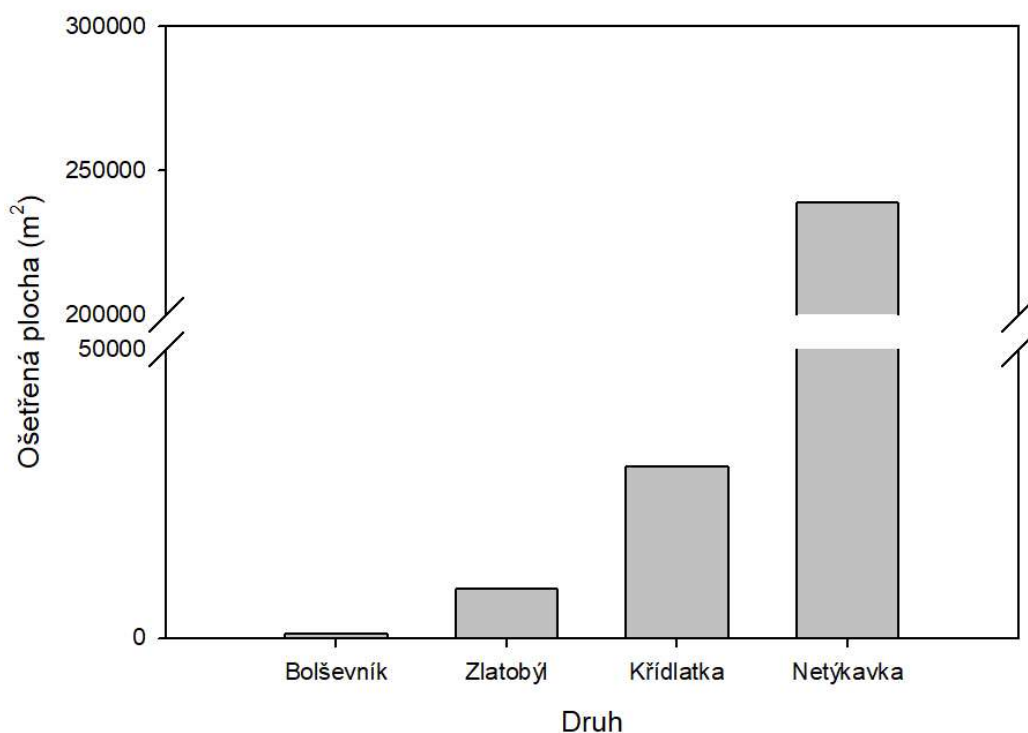


Obr. 24: Přehled využitých metod likvidace v zasažených katastrálních územích

Data získaná ve spolupráci s pracovníky Povodí Ohře obsahovala pouze celkové souhrny plochy zasažené jednotlivými invazními druhy a odpovídající aplikované metody likvidace a náklady na ni. Na obr. 25 jsou znázorněny celkové rozlohy ošetřených ploch, na které byly aplikovány jednotlivé likvidační metody, a na obr. 26 je znázorněna rozloha celkově ošetřených ploch vzhledem k rozšíření jednotlivých druhů. Plochy ošetřované mechanicky (211 000 m²) dominují nad plochami ošetřeny chemickou metodou (45 600 m²) a kombinovanou metodou (21 000 m²).



Obr. 25: Přehled celkových ošetřených ploch jednotlivými likvidačními metodami



Obr. 26. Přehled celkové rozlohy území osídleného jednotlivými invazními druhy. Škála na ose Y je přerušena pro lepší viditelnost plochy zasažené bolševníkem.

Z obr. 26 je patrné, že výskyt netýkavky ovlivnil největší plochu území (238.800 m²), křídlatka se vyskytovala na ploše 29.600 m², naproti tomu zlatobýl (8.500 m²) a bolševník (700 m²) ovlivnily výrazně menší rozlohy ve studovaném území.

6.3 Ekonomické dopady likvidace studovaných invazních druhů

Ekonomické dopady byly vyhodnoceny na základě finanční náročnosti při použití různých likvidačních metod. Celkové náklady a náklady na jednotlivé lokality jsou uvedeny v tab. 7. Například na chemické zásahy bylo využito 52,5 litru herbicidního prostředku Roundup Biaktiv, který byl dále ředěn na 5% roztok. Po zředění na patřičnou koncentraci je získáno přibližně 1.050 litrů postřiku. Při nákupu chemikálie v ceně 260 Kč/l herbicidu to odpovídá nákladům 13.650 Kč, 1.000 litrů vody na zředění přípravku vychází na 50 Kč, to odpovídá celkovým nákladům 13.700 Kč.

Dle výstupů získaných od pracovníků povodní Ohře náklady na pracovníka biočety odpovídají 315 Kč/h, přičemž je v ceně zahrnut jeho mzdový tarif, režie (ochranné pomůcky, postřikovač), doprava na lokalitu, provedení pracovní činnosti. Celkové náklady na chemické metody tedy činí 46.800 Kč.

Při využití mechanické metody je zapotřebí počítat, že jeden pracovník seče za pomoci křovinořezu celkem 4 hodiny. Během této doby pokosí přibližně 1.000 m², přičemž spotřebuje minimálně 3 litry benzínu. To odpovídá celkovým nákladům 2.523 Kč na jednoho pracovníka. Biočeta je složena minimálně ze čtyř členů, což odpovídá celkovým nákladům 10.092 Kč. V nákladech není započten pracovník, který lokalizuje invazní rostliny a který dále řeší agendu ve smyslu § 11 vyhlášky č. 132/2018 Sb.

Jedna biočeta zvládne během pracovní doby jednu lokalitu v závislosti na ploše porostů (maximálně pět lokalit za předpokladu malých území a krátkých dojezdů). Při využití mechanické metody je nezbytné se na lokalitu minimálně dvakrát vrátit. Vzhledem k tomu, že 53 lokalit bylo řešeno čistě mechanickým způsobem, je zde předpoklad tří sečí. Celkové náklady mechanickým způsobem vycházejí na cenu 1.604.628 Kč.

Kombinovaným způsobem bylo řešeno celkem 21 lokalit. Zde sice pracovníci stráví nejvíce času při prvotním zásahu, avšak s ohledem na vysokou účinnost této metody zde později provádějí prakticky jen kontrolu, proto zde počítáme se stejnými náklady jako na mechanickou metodu. Celkové náklady pak vycházejí na 211.932 Kč.

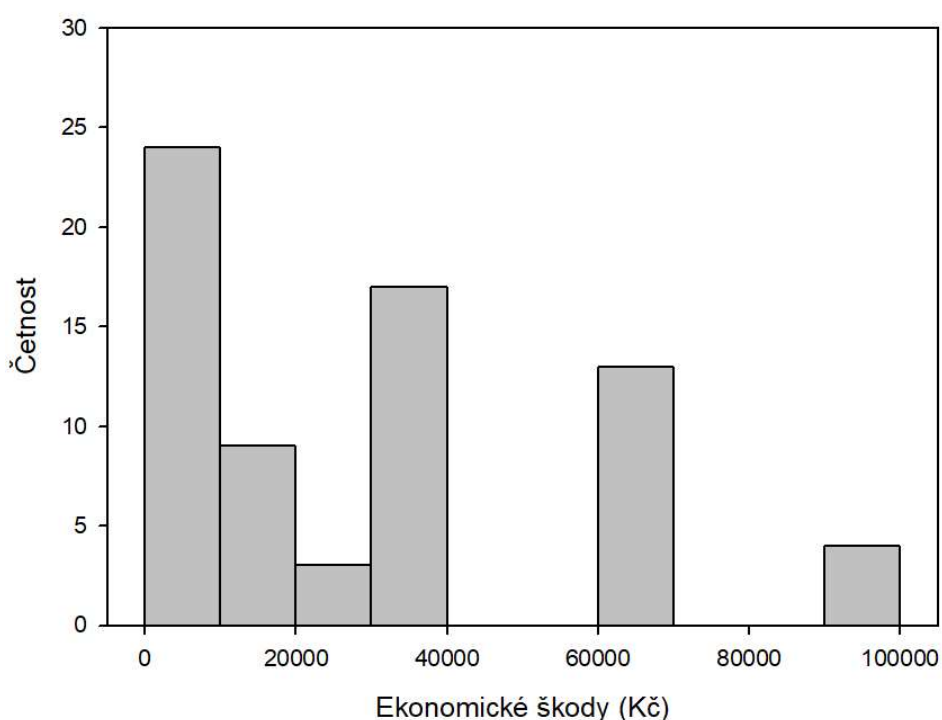
Na základě výše uvedeného vychází jako nejlevnější metoda chemická, kde jsou nejnižší průměrné provozní náklady 1.462,50 Kč na jednu lokalitu. Kombinovaná metoda, která v sobě zahrnuje chemickou i mechanickou metodu, vychází průměrnými provozními náklady na 10.090 Kč na jednu lokalitu. Mechanická metoda odpovídá průměrnými provozními náklady 30.276 Kč na lokalitu.

Zvolená metoda	Počet ošetřených lokalit	Celkové náklady (Kč)	Náklady na jednu lokalitu (Kč)
Mechanická	53	1 604 628,00	30 276,00
Chemická	32	46 800,00	1 462,50
Kombinovaná	21	211 932,00	10 092,00
Celkem	106	1 863 360,00	

Tab. 7. Přehled finanční náročnosti jednotlivých metod likvidace

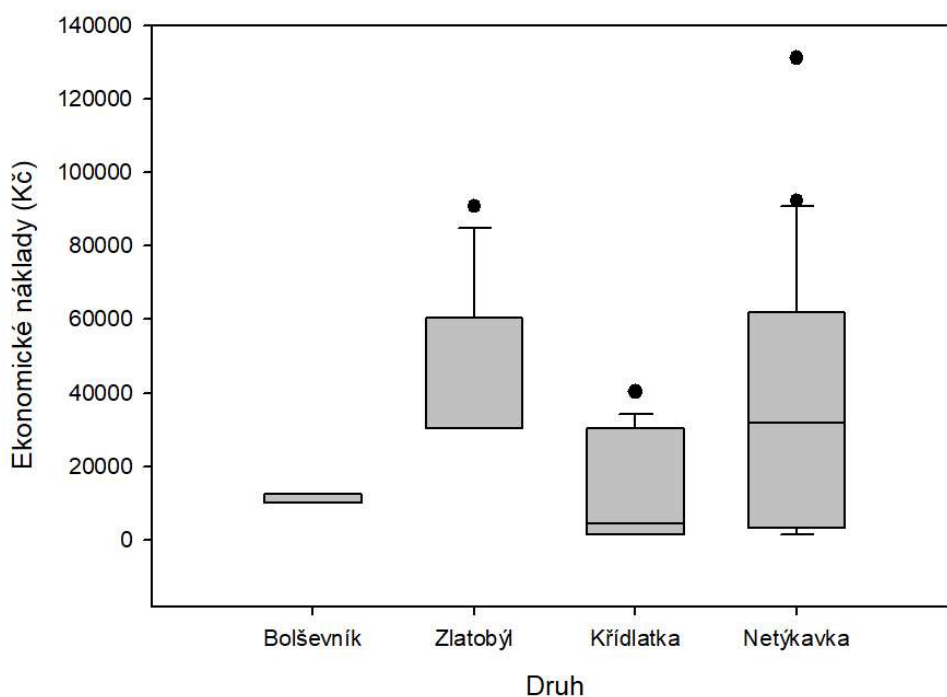
Vzhledem k nedostatečnému souboru dat, kdy nebylo možné rozdělit a porovnat jednotlivé lokality podle nákladů nebo výskytu druhů na rozlohu v m², ale byly známy náklady na likvidaci jednotlivých lokalit a výskyt invazních druhů na nich, byla získaná data analyzována alespoň podle celkových nákladů na jednotlivá k. ú., využitě metody likvidace a nalezené invazní druhy.

Obr. 27 znázorňuje histogram četností vzniklých ekonomických škod na jednotlivých lokalitách, přičemž je vidět, v jakých rozmezích se náklady na ošetření lokalit pohybovaly a kde jich bylo statisticky nejvíce v rozmezí Kč/rok na lokalitu. Vyšší hodnoty v rozmezí od 60 do 70.000 Kč (k. ú. Čížkovice, Doksany, Hošťka, Levousy, Okna u Polep, Písty, Poplze, Roudnice nad Labem a Žabovřesky) jsou způsobeny zejména přítomností netýkavky, která vyžadovala mechanickou metodu likvidace. Hodnoty nákladů mezi 90 a 100.000 Kč na lokalitu (k. ú. Doksany a Žitenice) jsou oblasti nejvíce zasažené například zlatobýlem jako v případě Žitenic či netýkavkou, vyžadující mechanickou metodu likvidace (Doksany).



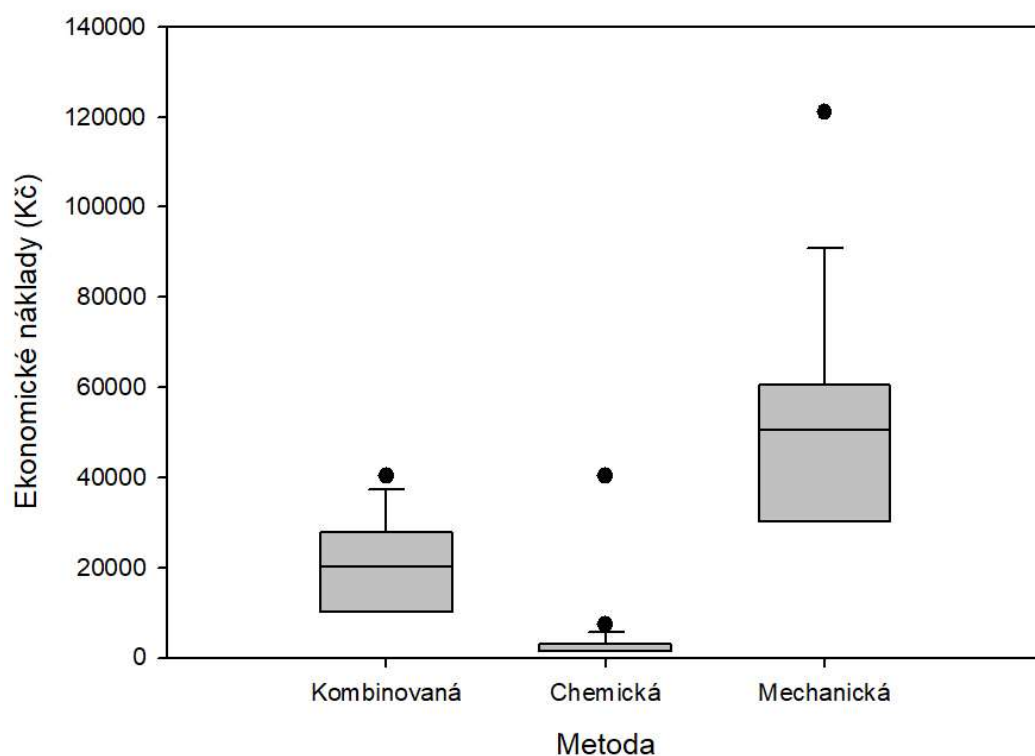
Obr. 27: Histogram frekvence ekonomických škod

Velké rozdíly byly způsobeny zejména přítomností mnoha ploch osídlených křídiatkami a zejména netýkavkou (obr. 28), kde krabicový graf znázorňuje závislost ekonomických škod na druhu rostlin. Z obrázku je patrné, že nejvíce se ekonomické škody projeví v lokalitách, kde musela být aplikována kombinovaná metoda, jako v případě zlatobýlu, nebo v lokalitách zasažených výskytem netýkavky, kde musela být vedle chemické metody na části lokalit aplikována také mechanická metoda, která vychází jako finančně nejnáročnější, jak vyplývá z krabicového grafu na obr. 29.



Obr. 28: Závislost ekonomických nákladů v Kč na výskytu jednotlivých druhů. Krabice znázorňují horní a dolní kvartil, střední čára označuje medián, jednotlivé vousy rozsahy dat, černě jsou znázorněny odlehle body.

Obr. 29 pak ukazuje krabicový graf závislosti ekonomických nákladů na použité metody likvidace. Vidíme, že jako nejvíce ekonomicky náročná vychází mechanická metoda, následovaná kombinovanou metodou a nejlépe z ekonomického hlediska vychází metoda chemická.



Obr. 29: Ekonomické náklady v závislosti na využitých metodách likvidace. Boxy znázorňují horní a dolní kvartil, střední čára označuje medián, jednotlivé vousy rozsahy dat, černě jsou znázorněny odlehlé body.

7. Diskuze

Hlavním cílem této práce bylo zmapovat výskyt invazních druhů a na základě vymezeného území stanovit ekonomické a ekologické dopady, které jsou invazními druhy způsobené.

Na 106 lokalitách na Litoměřicku byl zaznamenán výskyt vybraných invazních druhů rostlin: bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*), křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) a křídlatka česká (*Reynoutria x bohemica*).

Nejčastěji nalézaným invazním druhem byla netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), jejíž porosty o různé hustotě lemovaly břehy významných i drobných vodních toků. Dohromady bylo nalezeno celkem 59 lokalit. Nejpočetnější nálezy byly na Úštěckém potoce, kde se rostliny vyskytovaly v niveletě prakticky celého toku.

Invazní potenciál netýkavky v důsledku vystřelujících semen na relativně velkou vzdálenost v kombinaci s šířením za pomoci vody, se zdá být značný, což má za následek její častou konkurenční úspěšnost. Výsledky této studie jsou tedy v souladu s poznatky uváděnými v dalších studiích, například Slavík (1997), Kubát et al. (2002), Hejda et al. (2009), Nentwig (2014).

Druhým nejčastějším druhem se stala skupina křídlatek (*Reynoutria sp.*), které byly pro přehlednost a zejména pro obtížnější rozlišitelnost křídlatky české (*Reynoutria bohemica*) od křídlatky japonské (*Reynoutria japonica*) řešeny jako jedna skupina. Obtížné rozlišení křídlatek potvrzují slova Kubáta et al. (2002), že křídlatku českou lze snadno zaměnit za rodičovské druhy. Nejpočetnější lokalita křídlatky se nacházela v katastrálním území Břežany nad Ohří, kde křídlatka zaujímala svou monokulturou rozsáhlou oblast na levém břehu Ohře, což koresponduje s tvrzením Mandáka et al. (2004), že křídlatky rostou ve své domovině na březích vodních toků a také u nás využívá ke svému šíření vodní toky. Rovněž terénní pozorování potvrzují poznatek, že křídlatky utváří velmi husté porosty, které vytlačují veškerou původní vegetaci, což zaznamenal jak Nentwig (2014), tak Mandák et al. (2004). Maurel et al. (2010) zmiňuje, že křídlatky mají rády vlhčí kyselejší půdy, což by vysvětlovalo přítomnost rozsáhlé monokultury v okolí Břežan nad Ohří, kde se takové půdy nacházejí.

Naopak nejnižší množství zaznamenaných lokalit představoval bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), který byl zaznamenán na celkem sedmi lokalitách. Z toho však lokalita na Dobříňské strouze v katastrálním území Bechlín představovala rozsáhlou invazi, jejíž likvidace proběhla takřka na poslední chvíli. Pozorování z této lokality jsou v souladu s tvrzením Slavíka (1997), že bolševník roste především na okrajích lesů, ladem ležících vlhkých loukách, příkopech, podél toků, na neobhospodařovaných pozemcích, často na narušených a opuštěných místech. Lokalita Bechlín tomuto popisu plně odpovídá. Jedná se o drobný vodní tok na okraji lesa a bolševníku se výtečně daří v prostoru mezi korytem drobného vodního toku a lesem. Rovněž se shodují s poznatkem Nentwiga (2014), že na příznivém místě působí na původní vegetaci silně agresivně, stává se dominantním druhem a likviduje původní strukturu společenstva. Na vhodných lokalitách může vytvářet souvislé husté porosty. V Bechlíně vyrostl takřka „les“ bolševníku. Také to souhlasí s poznatkem, že vytvořením velkého množství semen si zajišťuje úspěšnost nejen na daném místě, ale velmi dobře pomocí těchto semen obsazuje i další vhodná stanoviště. Poměrně velká, ale lehká semena se šíří nejlépe vodou a mají schopnost klíčení po dobu sedmi let, jak shodně poznamenali Kubát et al. (2002) s Nentwigem (2014). Pokud mají

semena klíčivost až sedm let, tak pracovníky kontrola sanované lokality ještě na několik let dobře zaměstná.

Relativně nízký počet lokalit byl zjištěn také u zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*) a zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*). Přestože mnozí autoři je uvádějí jako jedny z nejrozšířenějších invazních druhů, tak bylo nalezeno pouhých 17 lokalit. Pravděpodobnou příčinou, proč tomu tak bylo, je odlišnost biotopů. Lze tak souhlasit s Mlíkovským et Stýblo (2006), kteří uvádějí, že roste na poloruderálních místech v obcích, rumištích, zahradách, železničních náspech, březích řek, v okolí hřbitovů a při okrajích komunikací. V rámci této studie byl zlatobýl nalézán právě na podobných lokalitách v sousedství s vodními toky. Zároveň je třeba říci, že ze všech druhů invazních rostlin byla zlatobýlu věnována nejmenší pozornost, kdy byl na lokalitách prostě pokosen tak, jako ostatní doprovodné porosty.

Stanovení ekonomických dopadů je obvykle velmi obtížné, přestože řada autorů se pokoušela odhadnout celkový vliv invazních druhů. Obecně je likvidace invazních druhů časově i finančně náročná, většinou je také technicky náročná a výsledky likvidace se špatně odhadují a hodnotí (Carford et al. 2012).

Nejvýznamnější práce se zabývají ekonomickými ztrátami na úrovni států (Pimentel 2002), z jehož práce čerpá například Linc (2012). Kettunen et al. (2009) uvádí stanovenou částku 12,5 miliardy euro, přičemž 9,5 miliardy bylo vynaloženo na již způsobené škody a zbylá část je vynakládána na kontrolu rostlin. Z hlediska efektivity zásahu se prokázala jako nejvhodnější řešení likvidace drobných ohnisek a následná prevence jejich šíření, lépe než velkoplošná likvidace velké plochy zasaženého území. V některých případech již úplná eradikace, tedy úplné vyhubení invazního druhu není možné, a proto se zaměřujeme na omezení populací či na snížení dopadu na původní společenstva (Vilà et al. 2011).

Linc (2012) poznamenává, že v České republice bylo na boj proti invazním druhům v průběhu deseti let vynaloženo více než 150 milionů korun. Linc (2012) dále uvádí, že průměrná roční škoda činí téměř 16 milionů korun, z toho 2,5 milionu korun bylo použito na likvidaci bolševníku velkolepého. To jsou již nemalé náklady na jeden rostlinný druh.

Křivánek (2006) zmiňuje průměrnou roční výši nákladů 2.486 Kč na km², výrazně méně uvádí Tyrpekl (2016), který zmiňuje částku 555 Kč na km² za rok. Linc (2012) uvádí dokonce jen 32 Kč/ km².

Naproti tomu Alois Pazour (2019) v osobním sdělení uvádí náklady na likvidaci invazních rostlin na jedné lokalitě v rozmezí 400 Kč až 7.500 Kč. Jako

klíčové uvádí rozsah zásahu daný celkovou plochou, vzdáleností lokality od sídla pracoviště, rovněž zahrnuje mzdový tarif, režii a způsob likvidace invazního druhu rostliny. Z hlediska ceny není důležité, o jaký druh invazní rostliny se jedná, s výjimkou bolševníku, který vyžaduje specifitější způsob likvidace. Jako nejnákladnější se u něj jeví kombinovaná metoda, která je však celkově nejúčinnější. Nejlevněji vychází chemická metoda, která je zároveň vysoce účinná.

V roce 2018 bylo použito 52,5 l přípravku Roundup Biaktiv na likvidaci invazních druhů rostlin v území Litoměřicka, což odpovídá nákladům 13.650 Kč (Bauer 2017). Na nižší náročnost chemické metody poukazuje také Černý et al. (1998), který však zároveň upozorňuje na vyšší vstupní náklady. Opačný názor má Vybíralová (2011) a Tyrpekl (2016), kteří jako levnější shledávají mechanickou metodu.

Na základě výpočtů vychází jako nejlevnější způsob likvidace invazních druhů rostlin v oblasti Litoměřicka metoda chemická, kde jsou nejnižší průměrné provozní náklady 1.526,50 Kč na jednu lokalitu. Nelze tedy souhlasit se závěry prací Vybíralové (2011) a Tyrpekla (2016), kteří uvádějí jako nejlevnější způsob likvidace invazních druhů mechanickou metodu. Patrnou příčinou rozporu je fakt, že pracovali s drobnými vlastníky pozemků, kteří využívají své pozemky především k rekreaci a likvidují nežádoucí druhy svépomocí manuálně (sečením, vytrháváním či vykopáváním). Je však nesrovnatelné vykopnutí několika kusů až desítek jedinců s odstraňováním rozsáhlých monokulturních porostů například křídlatky v Břežanech nad Ohří, bolševníkem v Bechlíně, nebo netýkavky v zapojeném porostu u Úštěckého potoka. Takové zásahy vyžadují již proškolené pracovníky. Naopak se jako nejnákladnější metoda jeví mechanický způsob v důsledku náročnosti na časté opakování, neboť v blízkosti vodních toků rostliny rostou mnohem rychleji než na jiných biotopech.

Z výše uvedených důvodů je tedy velmi obtížné porovnávat práce jednotlivých autorů, kdy jeden řeší vlastníky drobných pozemkových parcel, většinou drobné zahrádkáře a chataře, s vlastníky rozsáhlých pozemků podél vodních toků, popřípadě s krajskými úřady řešícími invazivní druhy na rozloze celého kraje. A už vůbec se nedá srovnávat s autory, kteří řeší problematiku jednotlivých zemí, ba přímo kontinentů.

Avšak je potřeba říci, že studiem této problematiky je zapotřebí se zabývat ve větším rozsahu a podobné práce by měly vznikat v dalších lokálních měřítkách,

protože až na výjimky není problematice invazních druhů věnována taková pozornost širší veřejnosti, jakou by si zasloužila.

8. Závěr

Tato diplomová práce se zabývala studiem invazních druhů rostlin a hodnocením metod jejich likvidací. Konkrétně byly hodnoceny druhy bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*), křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*), křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*) a křídlatka česká (*Reynoutria x bohemica*). Získaná data o zasažených územích byla zpracována v programu QGIS. Od Povodí Ohře byly získány údaje pro zasažené plochy včetně finančních prostředků souvisejících s likvidací uvedených druhů. Tyto podklady daly vzniknout datovým souborům, které byly následně vyhodnoceny. Byly zjištěny finanční náklady na likvidaci studovaných druhů invazních rostlin a finanční náklady na jednotlivé typy likvidací. Z výsledků je patrné, že na území Litoměřicka jsou ekosystémy ohroženy zejména netýkavkou žláznatou, která zaujímala nejvíce plochy. Naproti tomu se zde daří udržovat ohniska bolševníku velkolepého, který se vyskytoval spíše v řádu jednotlivých rostlin. Z pohledu finanční nákladnosti se jako nejnákladnější jeví metoda mechanická zahrnující převážně sečení. A to zejména díky nutnosti opakování seči několikrát do roka. Tato metoda byla použita na největší ploše, což vyplývá z jejího používání zejména při likvidaci zmíněné netýkavky žláznaté, na kterou se pracovníkům povodí osvědčila v předchozích letech.

Druh křídlatka a netýkavka žláznatá se šíří hlavně podél vodních toků. Pokud by pracovníci nezasahovali proti současným ohniskům výskytu, mohly by se druhy rychle šířit dále a způsobovat škody i na jiných územích.

Při zhodnocení postupu dle metodiky Berchová-Bímová et al. (2019) by se účinnost likvidací v povodí Ohře mohla ještě zvýšit zavedením některých postupů uvedených v této metodice. Možnost zvýšení účinnosti likvidací, a tím snížení finančních nákladů, vidím zejména v monitoringu a každoročním hodnocení likvidace, na základě kterého by se určil další postup.

Výsledky práce mohou přispět k dalšímu rozvoji managementu proti invazním rostlinám nejen na Litoměřicku v Ústeckém kraji, ale také v dalších oblastech České republiky. Práce by mohla být použita jako informační materiál pro širší veřejnost,

kteřá i pŕes nemalé úsilí popularizátorů ochrany pŕírody je stále v této problematice málo zainteresována. Je důležité zdůrazňovat nezbytnost potlačovat nežádoucí rostlinné invaze, kteřá je stále podceňována. Biologická invaze nepůvodních druhů rostlin totiž představuje největší riziko zejména pro budoucí generace.

9. Seznam literatury

Odborné publikace:

Aichele D., 1996: Co tu kvete? Ikar. Praha. 446 s. ISBN: 80-85944-97-9

Amtmann M., 2010: The chemical relationship between the scent features of goldenrod (*Solidago canadensis* L.) flower and its unifloral honey. *Journal of Food Composition and Analysis*, 23(1), 122-129.

Anděl J., 2000: Geografie Ústeckého kraje. Ústí nad Labem: Univerzita J. E. Purkyně, 151 s. ISBN 80-7044-320-0.

Bailey J. P., Child L. E., Wade M., 1995: Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia* × *bohemica*. Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia* × *bohemica*., 141-150.

Bailey J., Wisskirchen R., 2004: The distribution and origins of *Fallopia* × *bohemica* (*Polygonaceae*) in Europe. *Nordic Journal of Botany*, 24(2), 173-199.

Bauer F., 2017: Likvidace invazních rostlin, pobřežních plevelů a pařezových výmladků po kácení dřevin a výřezech nežádoucí vegetace. Povodí Ohře s.p. Chomutov. 47/2017. 8 s.

Beerling D. J., Perrins J. M., 1993: *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). *Journal of Ecology*, 81(2), 367-382

Berchová-Bímová, Kateřina, M. Kadlecová, M. Vojík and J. Vardarman. 2019: Hodnocení efektivity likvidace invazních druhů rostlin, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita Praha.

Bímová K., Mandák B., Kašparová I., 2004: How does *Reynoutria* invasion fit the theories of invasibility? *Journal of Vegetation Science* 15 (4), 495.

Catford J. A., Vesk P. A., Richardson D. M. and Pyšek P., 2012. Quantifying Levels of Biological Invasion: Towards the Objective Classification of Invaded and Invasible Ecosystems. *Global Change Biology* 18 (1): 44-63.

Černý Z., Neruda J., Václavík F., 1988: Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace, Institut výchovy a vzdělávání ministerstva zemědělství ČR, Praha, 1988, 43 s., ISBN 80-7105-164-0

Čihař J., Formánek J., Hodková Z., Kholová H., Moravec Z., Pflieger V., Skalická A., Toman J., 1988: Příroda v ČSSR. 3. vydání. Práce. Praha. 426 s.

ČÚZK. Souhrnné přehledy o půdním fondu z údajů katastru nemovitostí České republiky, ČÚZK, Praha 2017, ISBN 978-80-86918-98-3

Deyl M., Hýsek K., 2001: Naše květiny. Academia. Praha. 690 s. ISBN: 80-200-0940-X

Dostál J., 1989: Nová květena ČSSR. Academia. Praha. 780 s. ISBN: 80-200-0095-X

Fojcik B., Tokarska-Guzik B., 2000: Reynoutria× bohémica (Polygonaceae)-a new taxon to the Polish flora. *Fragmenta Floristica et Geobotanica, Series Polonica*, 7, 63-71.

Fuchs J., Rauber-Lüthy Ch., Kupferschmidt H., Kupper J., Kullak-Ublick G.A. & Ceschi A., 2011: Acute plant poisoning: Analysis of clinical features and circumstances of exposure, *Clinical Toxicology*, 49:7, 671-680

Jakobs G., Weber E., Edwards P. J., 200: Introduced Plants of the Invasive Solidago Gigantea (Asteraceae) Are Larger and Grow Denser than Conspecifics in the Native Range: Invasiveness of Solidago Gigantea. *Diversity and Distributions* 10 (1): 11–19.

Jakubská-Busse A., Śliwiński M., Kobyłka M., 2013: Identification of bioactive components of essential oils in Heracleum sosnowskyi and Heracleum mantegazzianum (Apiaceae). *Archives of Biological Sciences*, Volume 65, Number 3, s. 877-883.

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

Hejda J., Pyšek P., 2018: Environmentální a hospodářské důsledky rostlinných invazí. *Živa*. (5/2018) s. 220-225.

Helsen K., Smith S. W., Brunet J., Cousins S. A., De Frenne P., Kimberley A., Kolb A., et al., 2018: Impact of an Invasive Alien Plant on Litter Decomposition Along a Latitudinal Gradient. *Ecosphere* 9 (1).

Chytrý M., Kučera T. a Kočí M. [eds], 2001: Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 304 pp

Hrušková H., Hofbauer J., 1999: Regeneration of knotweed (Reynoutria spp.) from stem cuttings. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 47(3),73-76.

Nentwig W. [ed.], 2014: Nevítaní vetřelci: Invazní rostliny a živočichové. Academia. Praha. 248 s. ISBN: 978-80-200-2316-2

Kohli R. K., Shibu J., Singh H. P., Batish D. R., 2009: Invasive Plants and Forest Ecosystems, Taylor & Francis Group, 437 s., ISBN 978-1-4200-4337-2

Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., 2009: Technical Support to EU Strategy on Invasive Alien Species (IAS) Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU. Institute for European Environmental Policy, London and Brussels.

Kolář F., Matějů J., Lučanová M., Chlumská Z., Černá K., Prach J., Baláž V., Faltejsek L., 2012: Ochrana přírody z pohledu biologa. Dokořán s.r.o. Praha. 214 s. ISBN: 978-80-7363-414-8

Kovář P., 1994: Ekologie z různých stran IV. Strategie invazí či setrvání: Jak přežít spolu? 2/1994. s. 66-67.

Krahulík F., 2018: Historie poznání synantropních rostlin v České republice. Živa. (5/2018) s. 119-120.

Křivánek M., 2006: Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi: (predikční modely pro stanovení invazního potenciálu vyšších rostlin). Průhonice. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví.

Kubát K., Hrouda L., Chrtek J.R., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J. [ed.], 2002: Klíč ke květeně České republiky. Academia. Praha. 927 s. ISBN: 80-200-0836-5

Lepš J., 2005: Diversity and ecosystem function. In: Van der Maarel E. [ed.]: Vegetation ecology: 199-237. Blackwell Science, Oxford.

Lonsdale W. M., 1999: Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. Ecology, 80(5), s. 1522-1536.

Löwy R., Kotyza O., 2001: Litoměřice a okolí. Adart s.r.o. Louny. 126 s. ISBN: 80-902665-3-3.

Lusk S., Lusková V., Hanel L., 2011. Černý seznam nepůvodních invazivních druhů ryb ČR. Biodiverzita ichtyofauny ČR (VIII):79-97.

Mandák B., Pyšek P., Bímová K., 2004: History of the invasion and distribution of Reynoutria taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. Preslia, 76(1), 15-64.

Machar I., Drobilová L., 2012: Ochrana přírody a krajiny v České republice: vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení. 1. vyd. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci.

Marigo G., Pautou G., 1998: Phenology, growth and ecophysiological characteristics of Fallopia sachalinensis. Journal of Vegetation Science, 9(3), 379-386.

Marková Z., Hejda M., 2011: Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. Živa. 1/2011.

Maurel N., Salmon S., Ponge J. F., Machon N., Moret J., Muratet A., 2010: Does the invasive species Reynoutria japonica have an impact on soil and flora in urban wastelands?. Biological invasions, 12(6), 1709-1719.

Míchal I., 1994: Ekologická stabilita. Veronica. Brno. 275 s. ISBN: 80-85368-22-6

Mlíkovský J., Stýblo P., 2006: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky, Český svaz ochránců přírody – Ústřední výkonná rada, Praha. 496 s., ISBN 80-86770-17-6

Münzbergová Z., Rybka V., 2005: Změny biodiverzity vyšších rostlin. In Vackář [ed.] Ukazatele změn biodiverzity: 147-170. Academia. Praha.

Nielsen Ch., Ravn H. P., Nentwig W., Wade M., 2005: Bolševník velkolepý – Praktická příručka o biologii a kontrole invazního druhu. Forest&Landscape Denmark, Hoersholm, 44 s.

Parepa M., Fischer M., Krebs C., & Bossdorf, O., 2014. Hybridization increases invasive knotweed success. *Evolutionary applications*, 7(3), 413-420.

Pergl J., Sádlo J., Petrušek A., Pyšek P., 2016: Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. *Ochrana přírody* 2: 29–33.

Pergl J., Šíma J., Görner T., Pěkníková J., 2018: Biologické invaze a související právní nástroje. *Živa*. (5/2018) s. 126–129.

Perglová I., Pergl J., Pyšek P., Moravcová L., 2007: Bolševník velkolepý — mýty a fakta o ekologii invazního druhu. *Živa*. (4/2007) s. 153–157.

Pheloung P. C., Williams P. A., Halloy S. R., 1999: A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*. 57. s. 239-251.

Pimentel D. [ed.], 2002: *Biological invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and Microbe Species*. Cornell University. New York. 382 s.

Plesník J., 2011: Někdo to rád horké: Invazní nepůvodní druhy. *Ochrana přírody* 5: 26–29.

Prach K., Pithart D., Francíková T. [eds.], 2003: ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav. Třeboň.

Procházka F. [ed.], 2001: Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha.

Pyšek P., 2001: Past and future of predictions in plant invasions: a field test by time. *Diversity&Distributions* 7:145–151.

Pyšek P., 2018: Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa*. (5/2018) s. 210-213.

Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek Jr. J., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L., 2012: Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.

Pyšek P., Hulme P. E., 2011: Biological invasions in Europe 50 years after Elton: time to sound the ALARM. Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton, 73-88.

Pyšek P., Jarošík V., Chytrý M., Danihelka J., Kühn I., Pergl J., Tichá L., Biesmeijer J., Ellis W.N., Kunin W. E., Settele J., 2011: Successful invaders co-opt pollinators of native flora and accumulate insect pollinators with increasing residence time. *Ecological monographs*, 2(81).

Pyšek P., Hulme P. H., Meyerson L. A., Smith G. F., Boatwright J. S., Crouch N. R., Figueiredo E., 2013: „Hitting the Right Target: Taxonomic Challenges for, and of, Plant Invasions". *AoB PLANTS* 5 (0): plt042–plt042.

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

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

Reaser J. K., Galindo-Leal C., Ziller S. R., 2003: Unwanted guests: the invasion of nonnative species. *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*, 1, 392.

Reddy C.S., Bagyanarayana G., 2007: Invasion of Exotic Species: Threat to the Biodiversity. In *Proc. National Seminar on Conservation of Eastern Ghats*. s. 40-44.

Reznicek G., Jurenitsch J., Plasun M., Korhammer S., Haslinger E., Hiller K., Kubelka W., 1991: Four major saponins from *Solidago canadensis*. *Phytochemistry*, 30(5), 1629-1633.

Roubal T., Šídlo L., 2014: "Czech Republic: Geographic variations in health care.", s. 171-193.

Rudl A., 2014: Možnosti likvidace invazních druhů za pomoci dotačních programů. Aktuální stav invazních druhů v ČR. Informační materiál o invazních druzích, Brno.

Sádlo J., Storch D., 1999: Biotopy České republiky. Národní institut dětí a mládeže MŠMT Vesmír. Praha.

Saldaña A., Fuentes N., Pfanzelt S., 2009: FALLOPIA JAPONICA (HOUTT.) RONSE DECR. (POLYGONACEAE), UN NUEVO REGISTRO PARA LA FLORA ADVENTICIA DE CHILE. *Gayana. Botánica*, 66(2), 283-285.

Seják J. et al., 2010: Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky. FŽP UJEP. Ústí n. Labem. 197 s. ISBN 978-80-7414-235-2

Sharma G. P., Singh J. S., & Raghubanshi A. S., 2005: Plant invasions: emerging trends and future implications. *Current science*, 88(5), 726-734.

Singr M., 2010: Invazní rostliny – máme v boji proti nim řešení? ekolog [online] (přečteno 7. 1. 2019), Dostupné z <http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/invaznirostliny-mame-v-boji-proti-nim-reseni>

Slavík B. [ed.], 1997: KVĚTENA ČR, díl 5, Academia, Praha, 560 str. ISBN:80-200-0590-0

Slavík B., Štěpánková J. [eds.], 2004: KVĚTENA ČR, díl 7. Academia, Praha, 767 str. ISBN 80-200-1161-7

Spohn M., Golte-Bechtle M., 2005: Květena střední Evropy. Euromedia Group. Praha. 400 s. ISBN: 978-80-242-2479-4

Storch D., Mihulka S., 2000: Úvod do současné ekologie. Portál s.r.o. Praha. 156 s. ISBN: 80-7178-462-1

Sukopp H., Starfinger U., 1995: *Reynoutria sachalinensis* in Europe, and in the Far East: a comparison of the species ecology in its native, and adventive distribution range. In: Pyšek, P., Prach, M., Rejmanek, M., Wade, P.M. (Eds.), *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*. Academic Publishing, Amsterdam, 151-159.

Rejmánek M., Richardson D. M., Pyšek P., 2005: Plant invasions and invasibility of plant communities. *Vegetation ecology*, 332355.

Traveset A., Richardson D. M., 2006: Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in ecology & evolution*, 21(4), 208-216.

Vilà M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P. E., Jarošík V., Maron J. L., Pergl J., Schaffner U., Sun Y. and Pyšek P., 2011. Ecological Impacts of Invasive Alien Plants: A Meta-Analysis of Their Effects on Species, Communities and Ecosystems. *Ecology Letters* 14 (7): 702–8.

Vrchotová N., Sera B., Třiska J., Dadáková E., Kuzel S., 2005: Biologically active compounds as a possible cause of invasibility of knotweeds (*Reynoutria* spp.) from eastern Asia. *Plant Protection and Plant Health in Europe: Introduction and Spread of Invasive Species*, 289-290.

Vystoupil J., Šauer M., 2017 Geography of Tourism in the Czech Republic. In: *The Geography of Tourism of Central and Eastern European Countries*. Springer, Cham, s.149-188.

Weber E., 1998: The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *Journal of Biogeography*, 25(1), 147-154.

Went F.W. [ed.], 1979: *Rostliny*. Mladá Fronta. Praha. 200 s.

Xu H., Ding H., Li M., Qiang S., Guo J., Han Z., Huang Z., Sun H., He S., Wu H., Wan F., 2006: The distribution and economic losses of alien species invasion to China. *Biological Invasions* 8.

Legislativní zdroje:

Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů

Zákon č. 100/2001 Sb. – o posuzování vlivů na životní prostředí, v platném znění

Zákon č. 114/1992 Sb. – o ochraně přírody a krajiny, v platném znění

Zákon č. 326/2004 Sb. – o rostlinolékařské péči

Vyhláška č. 132/2018 Sb. – o přípravcích a pomocných prostředcích na ochranu rostlin

Vyhláška č. 215/2018 Sb. – o opatřeních proti zavlečení a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů. Příloha č. 8.

Internetové zdroje:

AOPK ČR, ©2020: Časté invazní druhy ČR (online) [cit. 2020.03.22], dostupné z < <http://invaznidruhy.nature.cz/caste-invazni-druhy-v-cr/invazni-rostliny/>>.

Hoskovec L., 2008: REYNOUTRIA SACHALINENSIS (F. Schmidt) Nakai – křídlatka sachalinská / pohánkovec sachalínský (online) [cit. 2020.06.22], dostupné z < <https://botany.cz/cs/reynoutria-sachalinensis/>>.

MŽP, @2008-2019: Nepůvodní a invazní druhy (online) [cit. 2019.03.26], dostupné z < https://www.mzp.cz/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy >.

MŽP, @2008-2019: Unijní seznam invazních nepůvodních druhů se rozšířil. Přibylo 12 nových druhů. (online) [cit. 2019.03.26], dostupné z < https://www.mzp.cz/cz/news_170802_invazni_druhy>.

Ostatní zdroje:

Linc O., 2012: Efektivita likvidace invazních druhů v České republice na příkladu bolševníku velkolepého. Bakalářská práce. Vysoká škola ekonomická v Praze.

Tyrpekl L., 2016: Ekonomické dopady invazí nepůvodních druhů. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta životního prostředí.

Vybíralová K., 2011: Srovnání vybraných metod likvidace netýkavky žláznaté. Bakalářská práce. Mendelova univerzita v Brně.

10. Seznam použitých zkratk a symbolů

ČR	Česká republika
EU	Evropská unie
Kč	Koruna česká
km	kilometr
l	litr
m	metr

Obr.	Obrázek
Tab.	Tabulka
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
ZOPK	zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny