

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

Invazivní druhy rostlin a jejich vliv na jiné organismy

Bakalářská práce

Kateřina Štorcová

Obor studia: Veřejná správa v zemědělství a krajině (ABV)

Vedoucí práce: PharmDr. Jan Kubeš, Ph.D.

© 2021 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Invazivní druhy rostlin a jejich vliv na jiné organismy" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 1.5. 2021

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala PharmDr. Janu Kubešovi, Ph.D. za odborné vedení a cenné rady, které mi velmi pomohly se zpracováním mé bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat Bc. Anně Tlapákové, za trpělivost, motivaci a pomoc, kterou mi v průběhu psaní práce věnovala. V neposlední řadě patří velké poděkování mé rodině, za veškerou přízeň a podporu.

Invazivní druhy rostlin a jejich vliv na jiné organismy

Souhrn

Invazivním druhem se rozumí rostlina, která je na daném místě nepůvodní, byla na něj zavlečena člověkem, a v pozdějších fázích se může začít nekontrolovatelně šířit, čímž může dojít k vytlačení původních druhů. Proces invaze se dostává do popředí biologického výzkumu a obecně je popisován tak, že lidskou činností je nepůvodní druh zavlečen na nová stanoviště. Pokud se rostlině podaří přežít a později se úspěšně rozmnožit, začne se rozšiřovat do okolí. K tomu všemu invazivním rostlinám napomáhají jejich určité specifické znaky založené na fyziologických a biochemických vlastnostech. Příkladem těchto vlastností může být odolnost vůči herbivorům, šíření semen na velké vzdálenosti nebo tolerance vůči stresu. Na šíření v lokalitě se podílí i schopnost alelopatie, což je přímý nebo nepřímý účinek rostliny na jiné organismy za pomoci chemických sloučenin vylučovaných kořeny, výhonky, listy, nebo květy.

Na území České republiky se v současné době nachází řada invazivních druhů s potenciálem negativně ovlivňovat své okolí. Jedním z nich je křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), která je svými alelopatickými účinky zodpovědná za potlačení růstu rostlin. Identifikované metabolity, emodin a physcion, v kořenech a oddencích křídlatky patří mezi antrachinony a mají vliv na dostupnost půdních anorganických iontů, a tím tak ovlivňují dostupnost živin a mineralizaci půdy. Dalším druhem je netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), u které se její negativní vliv na okolí projevil silným inhibičním účinkem na růst mykorrhizních hub a na klíčení celé řady původních rostlin. Negativní alelopatické účinky na okolí u této rostliny pak způsobuje 2-methoxy-1,4-naftochinon. Netýkavka hraje důležitou roli i při opylování rostlin, kdy se včely v její přítomnosti vyhýbají opylování nativních druhů, avšak čmeláci v její blízkosti naopak zvyšují svoji návštěvnost druhů původních. Posledním druhem je bělotrn kulatohlavý (*Echinops sphaerocephalus*), kdy u tohoto druhu bylo prokázáno, že produkce alelopatických látek je příčinou snížení tvorby biomasy u rostliny *Inula conyzae*, avšak zatím nebyl objeven přesný druh metabolitu, který je za alelopatické působení bělotrnu odpovědný.

I přes všechny negativní vlastnosti těchto rostlin, nalézají svůj užitek jako potencionální léčivé rostliny např. při zánětlivých či infekčních onemocnění. Také se dají použít na výrobu biopaliva nebo díky vysokému obsahu oleje, jako potenciální olejnaté rostliny.

I když Česká republika sice nespadá mezi oblasti silně zasažené invazivními rostlinami, ale i tak je potřeba se touto problematikou zabývat, protože význam těchto invazí stále narůstá.

Klíčová slova: invazivní druhy, alelopatie, křídlatka, netýkavka, bělotrn

Invasive plant species and their effect on other organismus

Summary

The term invasive plant species can be understood as a kind of plant that grows at a place where it did not originate. It was brought there by humankind and in later stages, it can start spreading uncontrollably which can lead to the displacement of the indigenous plants. The process of invasion is becoming a frequent topic in biological research. Generally, it is described as a species being brought by human activity into a new habitat. If the plant survives and later spreads successfully it begins spreading into other environs. These abilities of invasive plants are supported by their specific features based on physiological and biological characteristics. An example of such characteristics can be resistance against herbivores, high-distance spreading of seeds, or stress tolerance. The spreading in a particular area is influenced by allelopathy, which means that a plant has a direct or indirect impact on other organisms by chemical compounds that are secreted by roots, sprouts, leaves, or blooms.

Currently in the area of the Czech Republic can be found a variety of invasive plant species that have the potential to negatively influence their environs. One of such invasive kinds of plants is giant knotweed (*Reynoutria sachalinensis*) which is responsible for suppressing the growth of plants due to its allelopathic effect. In roots and rhizomes of the giant knotweed have been identified metabolites emodin and physcion which fall under the anthraquinones that influence the availability of inorganic ions which subsequently influences the availability of nutrients and mineralization of soil. Another invasive kind of plant is himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*) which negatively affects its environs by a strong inhibitory effect on the growth of mycorrhizal fungi and germination of a vast variety of indigenous plants. The negative allelopathic effects on the environs of this plant are caused by 2-methoxy-1,4-naphthoquinone. Himalayan balsam plays a crucial role in the pollination of plants as bees avoid pollination of indigenous kinds if himalayan balsam is present while bumblebees pollinate indigenous kinds of plants more in presence of himalayan balsam. The last kind is pale globe-thistle (*Echinops sphaerocephalus*). In the case of pale globe-thistle, it has been proven that the secretion of allelopathic substances causes the inhibition of biomass' formation for a plant *Inula conyzae* nevertheless a specific metabolite responsible for the allelopathic impact of the pale globe-thistle has not been identified yet.

Contrary to all negative characteristics of invasive plants, they can be used as curative plants – for instance in cases of infection or inflammation. They can also be used for the production of biofuels, or as oleaginous plants due to their high content of oil.

Overall, the Czech Republic does not fit the criteria of areas that are strongly afflicted by invasive plants however it is still of great importance to be concerned about this issue as the significance of these invasions is increasing.

Keywords: invasive plant species, allelopathy, *Reynoutria*, *Impatiens*, *Echinops*

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíl práce.....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Invazivní druhy	3
3.2	Invaze.....	4
3.2.1	Historie invaze rostlin	5
3.2.2	Proces invaze	5
3.2.3	Vlastnosti invazivních druhů	6
3.2.4	Hypotézy o šíření	7
3.2.4.1	Invazibilita a invadovanost	7
3.2.5	Důsledky rostlinných invazí	8
3.2.5.1	Alelopatie.....	8
3.2.6	Opatření proti šíření invazivních rostlin	10
3.3	Likvidace invazivních druhů rostlin	11
3.3.1.1	Mechanická likvidace.....	14
3.3.1.2	Chemická likvidace.....	14
3.3.1.3	Biologická likvidace.....	15
3.3.1.4	Kombinované metody	15
3.3.1.5	Naložení s odstraněnou biomasou invazivních rostlin	15
3.4	Vybrané invazivní druhy ČR.....	16
3.4.1	Křídlatky – <i>Reynoutria</i> spp.....	16
3.4.1.1	Křídlatka sachalinská (<i>Reynoutria sachalinensis</i> (F. Schmidt) Nakai.)	17
3.4.1.2	Vliv invazivních křídlatek na rostliny prostřednictvím alelopatie	18
3.4.1.3	Alelopatické látky křídlatky sachalinské	20
3.4.1.4	Využití křídlatek	20
3.4.1.5	Lékařské využití křídlatek.....	21
3.4.1.6	Likvidace křídlatek	22
3.4.2	Netýkavky - <i>Impatiens</i> spp.....	23
3.4.2.1	Netýkavka žláznatá (<i>Impatiens glandulifera</i> Royle).....	23
3.4.2.2	Alelopatická aktivita extraktů z druhů <i>Impatiens</i>	25
3.4.2.3	Lékařské využití netýkavek	25
3.4.2.4	Vliv <i>Impatiens glandulifera</i> na rozmanitost půdních hub a bakteriální společenství	

3.4.2.5	Vliv <i>Impatiens glandulifera</i> na opylování rostlin.....	27
3.4.2.6	Likvidace netýkavek	28
3.4.3	Bělotrny – <i>Echinops</i> spp.....	29
3.4.3.1	Bělotrň kulatohlavý (<i>Echinops sphaerocephalus</i> L.).....	29
3.4.3.2	Lékařské využití bělotrnů	30
3.4.3.3	<i>Echinops</i> jako potencionální olejnatá rostlina	31
3.4.3.4	Obsahové látky bělotrnů.....	32
3.4.3.5	Bělotrň kulatohlavý a arbuskulární mykorhizní houby	33
3.4.3.6	Likvidace bělotrnů.....	34
4	Závěr	35
5	Literatura.....	36
6	Internetové zdroje	54
7	Seznam obrázků a tabulek.....	55
8	Seznam zkratek.....	55

1 Úvod

Invaze nepůvodních druhů se staly jednou z hlavních člořekem podmíněných změn prostředí, k nimž dochází v souvislosti s růstem lidské populace, s expanzí industrializované společnosti, ale hlavně s rozvojem dopravy a tím také migrace lidí a transportu zboží (Marková & Hejda 2011). Nejen díky tomu, ale i například kvůli globálnímu oteplování jsou invazivní druhy nalézány po celém světě, což vede v konečném důsledku ke snižování biodiverzity, či degradaci celých ekosystémů. Dalšími negativními důsledky pak může být vznik hybridů a kříženců, a nelze opomenout i možné alelopatické vlastnosti těchto rostlin. Souhrnně lze tedy říci, že díky invazi nepůvodních rostlin dochází ve výsledku nejenom k ekologickým škodám, ale i ke škodám hospodářským. Někdy však rostliny mohou být zavlečeny úmyslně, kvůli užitku z nich. Některé mohou být okrasné, jiné léčivé a některé mohou například produkovat olej či textilní vlákno. Naneštěstí většinou jejich výskyt má spíše negativní dopad, a proto je třeba s těmito rostlinami dle toho nakládat a případně je odstraňovat. K tomu existuje několik možností likvidace: mechanická, chemická, biologická a jejich kombinace, kterým se tato rešerše také částečně věnuje.

Na území České republiky se nachází 90 druhů invazivních rostlin (Křivánek et al. 2004) z nichž mezi nejvýznamnější patří např. bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier), který je nebezpečný obsahem fotosenzibilizujících látek obsažených v celé rostlině. Tyto látky mohou při kontaktu s kůží za slunečního záření způsobovat vznik puchýřovitých vyrážek (Nielsen et al. 2005). Pokožku může také poškozovat pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima* Mill.), kdy při styku kůže s touto pro lidi lehce jedovatou rostlinou mohou vznikat kožní záněty. Významná koncentrace sloučenin inhibujících růst a klíčivost ostatních druhů byla nalezena ve všech částech pajasanu. Přítomnost těchto metabolitů (např. ailanthon) pak může vysvětlovat jeho invazivní úspěšnost (Heisey 1996; Sádlo 2001). Dalším nebezpečným druhem vytlačující naše druhy je borovice vejmutovka (*Pinus strobus* L.), pro kterou je typická tvorba humusové vrstvy potlačující růst vřesu a trav (Hadincová 2001). Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) je velmi agresivní invazivní dřevina, jejíž listy obsahují dusík, který po opadání listů proniká do půdy a inhibuje tak klíčení ostatních rostlin rostoucích v okolí. Pod trnovníkem se posléze uchycují pouze nitrofilní druhy (např. vlašovičník větší). Tento strom vytváří i toxické látky, jako jsou toxalbuminy robin a fasin, které vyvolávají shlukování červených krvinek (Tichý 2001).

Česká republika se v rámci celosvětového měřítka neřadí mezi nejohroženější oblasti, ale na druhé straně i zde vliv invazivních druhů prudce roste. Dokonce i chráněná území jsou v dnešní době narušována invazivními druhy rostoucími v sousedících narušených oblastech. Na tento fakt poukázal odebraný reprezentativní vzorek ze tří set rezervací – invazivní druhy zde tvořily přes 15 % zaznamenaných taxonů (Pyšek & Krahulec 2001). Tato práce je blíže zaměřena na tři invazivní rostliny, konkrétně na křídlatku sachalinskou, netýkavku žláznatou a bělotrn kulatohlavý.

2 Cíl práce

Cílem bakalářské práce byla příprava ucelené kompilační práce, která se zaměřila na vybrané zástupce invazivních rostlin, rozebrala jejich výskyt, přiblížila jejich lékařské využití a uvedla způsoby likvidace jednotlivých druhů. Dále se věnovala interakcím mezi těmito rostlinami a okolím se zaměřením na jejich alelopatické vlastnosti.

3 Literární rešerše

3.1 Invazivní druhy

Dle Ministerstva životního prostředí (2021) je definice invazního druhu následující: „Invazní druh je tedy druh na daném území nepůvodní, člověkem zavlečený, který se zde nekontrolovaně šíří, přičemž 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 rozsáhlým ekologickým škodám a potlačení či likvidaci mnoha původních druhů, nejen těch s podobnou nikou.“

V českém jazyce existují dva používané pojmy „invazní“ a „invazivní“. U nepůvodních druhů, které mají negativní dopad na původní diverzitu, se doporučuje používat termín „nepůvodní invazivní druhy“ (= invasive alien species) (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Obecně invazivní druhy jako takové tvoří důležitou součást globálních změn, protože jejich zavlékání vede ke snižování biodiverzity, degradaci ekosystémů a zhoršení služeb těmito ekosystémy poskytovaných (Pyšek & Richardson 2010). V současné době dochází k dynamickému kontextu změn, posunů hranic rozšíření a s tímto vědomím je potřeba na nepůvodní druhy nahlížet. Expanze nepůvodních druhů do oblastí, kde se dříve nenacházely a nemohly se zde rozmnožovat, umožnilo z velké části globální oteplování (Walther et al. 2009).

V České republice byl vydán v roce 2002 první komplexní seznam invazivních rostlin v rámci katalogu invazivních rostlin v České republice (Pyšek et al. 2002). Pergl et al. (2016b) člení invazivní druhy do černého, šedého a varovného seznamu. V černém seznamu lze nalézt významné invazivní druhy, u nichž je prioritou jejich likvidace a management. Šedé seznamy obsahují druhy, které mají malý, ale nezanedbatelný vliv, proto jsou v krajině prozatím tolerovány. Součástí varovného seznamu jsou též druhy, u nichž hrozí zavlečení či rozšíření. Invazivní druhy jsou rozděleny do těchto seznamů podle jejich přežití v krajině, jejich hojnosti, dopadu na životní prostředí, socioekonomických dopadů a managementových řízení, zároveň představují praktický výchozí bod pro stanovení priorit v systémech prevence včasného varování a řízení.

Rozšiřování nepůvodního druhu nemusí nutně vést k ekologické katastrofě, ba dokonce ohrozit původní přírodu. Ale některé druhy invazivních rostlin mohou eliminovat velkou část nativních druhů z napadeného společenstva. Pokud neprobíhá korigování šíření invaze, mohou invazivní druhy tvořit rozsáhlé, homogenní porosty, kde dochází k dominanci těchto druhů a k minimalizaci druhů původních. Tento problém je zásadní především při šíření invazivního druhu v oblastech s bohatou škálou původních druhů. Pokud by tato záležitost nastala, vedlo by to ke snížení pestrosti krajiny a přírody, a to v měřítku lokálním až regionálním. Proces této invaze často přispívá k ekonomickým problémům – znehodnocují se pastviny, snižuje se obsah vody nebo se naopak zvyšuje riziko ničivých záplav. Navíc invazivní rostliny mohou působit dráždivě či jedovatě dokonce i na člověka (Hejda 2017). Procesy

vedoucí k začleňování nepůvodních druhů jsou závislé na stupni procesu invaze (Loiola et al. 2018), jak je popsáno dále.

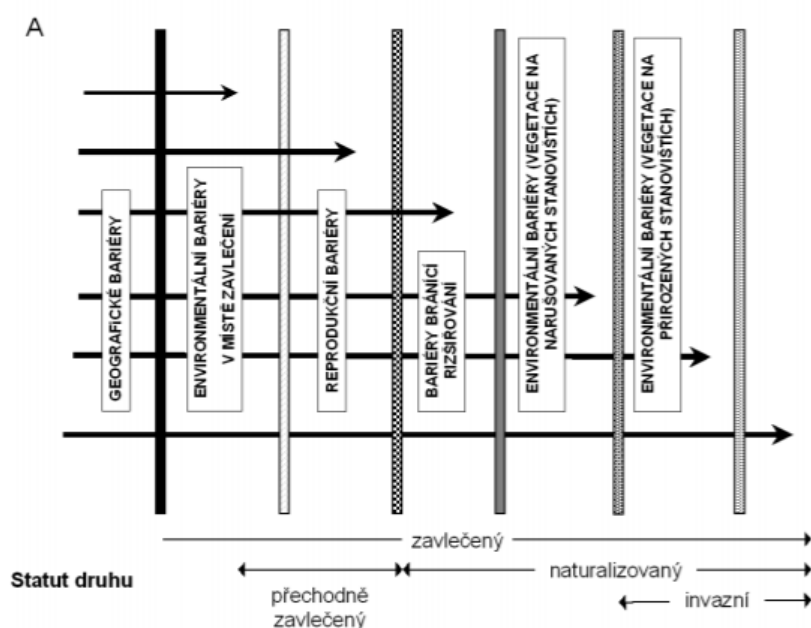
3.2 Invaze

V současnosti se invaze rostlin dostaly do popředí biologického výzkumu, neboť invazivní druhy způsobují v celosvětovém měřítku značné škody, a to jak hospodářského, tak ekologického charakteru. Vytlačují nativní druhy a snižují tak v zasažených lokalitách diverzitu (Hejda et al. 2009; Vila et al. 2010).

Invaze je proces, kdy člověk do nového prostředí zavléká nepůvodní druhy, které překonávají různé překážky (Obrázek č. 1). Dochází zde k překonání geografické zábrany, jež je první ze šesti bariér. Poté nastává adaptace na nové prostředí (abiotické a biotické vlivy) a překonání reprodukčních bariér. Další kroky vedoucí ke zdárnému osídlení nového habitatu jsou konkurence a zplanění vůči nativní vegetaci. Jestliže se podaří druhu přežít a následně se úspěšně rozmnožovat, začne se postupně rozšiřovat do okolní přirozené vegetace (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Dle předpokladu invazivní ekologie, je rychlost invaze větší, čím je délka životního cyklu kratší. Krátký životní cyklus a velký počet semen zvyhodňují jednoleté rostliny v adaptaci na rychlost měnících se podmínek prostředí (Grime 1979). Na druhé straně vytrvalé, které se množí klonálně (*Reynoutria* spp.) využívají schopnosti pozvolně se šířit do okolí a vytrvát na místech již obsazených (Callaghan et al. 1992; Pyšek & Prach 1993).

Před samotným procesem invaze nastává tzv. období klidu, kdy se rostlina přizpůsobuje (např. genetickými změnami) novým podmínkám prostředí. Tato fáze je usnadněná u druhů rostoucích v parcích nebo botanických zahradách, neboť jsou člověkem obstarávány a tím tak člověk, ačkoliv nevědomky, invazi napomáhá (Pyšek 2001).



Obrázek č. 1: Průběh invaze (Zdroj: Pyšek et al. 2008).

3.2.1 Historie invaze rostlin

Zavlékání rostlin začalo již v neolitu, kdy člověk introdukoval záměrně či nezáměrně rostlinné druhy v rámci zemědělské činnosti, migrace nebo válek (Pyšek 2001). Druhy jsou tak děleny dle období introdukce na archeofyty a neofyty. Časová hranice rozlišující tyto skupiny je rok 1492, kdy byla objevena Amerika, což bylo spojeno s velkým množstvím zámořských plaveb po celém světě vedoucích ke snadnému šíření rostlin na další místa. Exotické druhy z cizích zemí nadchly společnost, a tím tak započala záměrná introdukce rostlin cizokrajného rázu.

Archeofyty jsou mnohdy druhy spojované s „klasickou“ zemědělskou krajinou, zatímco neofyty patří spíše mezi druhy městské vegetace. První skupinu tvoří zpravidla rostliny užitkové, léčivé či plevely polních plodin. Zastoupení druhé skupiny představují druhy introdukované jako okrasné a ruderalní. Většina druhů současných invazivních rostlin jsou právě neofyty. V současnosti se vyskytuje v nepůvodní flóře České republiky pouze 350 archeofytů, ale 1104 neofytů (Pyšek et al. 2012).

Zavlékání cizích druhů na území České republiky probíhá pomocí tří cest. První variantou je tzv. labská cesta, kudy se k nám lodní dopravou dovážely např. obiloviny, sója či olejniny společně se severoamerickými neofyty. Panonskou cestou se od jihovýchodu na naše území dostal hojný počet plevelů ze Středozeří. Poslední variantou je tzv. východní cesta, která otevřela bránu druhům z východu. Touto cestou se po železnici na naše území dostala celá řada rostlin, jež doprovázela obilí, např.: ambrozie peřenolistá (Pyšek 2001; Mlíkovský & Stýblo 2006).

3.2.2 Proces invaze

Proces invaze představuje šíření nepůvodních druhů rostlin, který rychlým tempem zvyšuje počet lokalit svého výskytu a rozlohu porostů na již obsazených stanovištích na úkor domácích druhů (Pyšek 2001).

Invazní proces lze dělit do tří fází. První fází je introdukce, tedy zavlečení druhu mimo jeho oblast původního výskytu, překonání geografických bariér (oceány, pouště, pohoří, apod.). Jedná se o vůbec základní podmínku, jež musí být překonána, aby se jedinec dostal na určité území. V následné druhé fázi – naturalizaci (zdomácnění), překonává druh environmentální bariéry a dochází k vytvoření stabilní populace. Třetí fáze – vlastní invaze, kdy se zavlečený druh rozšiřuje i mimo území jeho introdukce. Druh, který překoná všechny bariéry, odolá nepříznivým podmínkám nového prostředí a je schopen produkce významného množství potomků, se stává invazivním (Richardson et al. 2000; Pyšek 2005).

Ne všechny zavlečené druhy rostlin se stávají invazivními. V 90. letech zavedl Mark Williamson pravidlo pro odhad pravděpodobnosti přechodu druhu z jedné fáze invazivního procesu do dalšího. Podle něj dosáhlo fáze dočasného zavlečení průměrně 10 % dovážených druhů, 10 % z přechodně zavlečených se uchytí a 10 % z celkového počtu naturalizovaných druhů způsobilo v místě invaze ekonomické škody (Williamson & Fitter 1996).

3.2.3 Vlastnosti invazivních druhů

Richardson et al. (2000) uvádí, že označení rostlinného druhu za invazivní, musí splňovat určitá kritéria. Kritéria pro tyto druhy jsou následující: v příslušné oblasti musí být nepůvodní, jejich introdukce musí být pomocí člověka (ať neúmyslně či úmyslně), musí překonat geografické a ekologické bariéry, a bez jakékoliv podpory člověka se tento druh v dané oblasti musí šířit. Příklady úmyslného zavlečení nepůvodních rostlin jsou uvedeny v tabulce č. 1.

Invazivní rostliny se tedy vyznačují značně specifickými vlastnostmi, které vedou ke zvýšení jejich úspěšnosti. Šíří se velmi snadno, dobře klíčí, rychle rostou, dobře se regenerují, jednoduše se rozmnožují a mohou způsobit nemalé škody na nepůvodních stanovištích (Pyšek et al. 2004).

Dalšími vlastnostmi přispívajícími k invazivnímu potenciálu těchto rostlin jsou nadměrná produkce biomasy, tolerance vůči stresu, odolnost vůči herbivorům, šíření semen na velké vzdálenosti, delší doba kvetení a dobrá adaptabilita na nové prostředí (Pyšek 2001). Například zásadní vlastností pro úspěch invazivních druhů je rychlé využívání dostupných zdrojů, což jim umožňuje fenotypová plasticita, kterou již roku 1965 představil Herbert Baker (Davis et al. 2000; Richards et al. 2006). Tato plasticita umožňuje invazivním druhům lépe se přizpůsobovat novému prostředí, čímž dochází ke snadnějšímu šíření. Příkladem takového druhu je křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai), agresivně se šířící rostlina, která fenotypovou plasticitu vykazuje v rychlé tvorbě biomasy, než je tomu tak u nativních druhů vyskytujících se ve stejné oblasti. Díky tomu má větší potenciál k šíření (Porté et al. 2013).

Tabulka č. 1: Počet úmyslně introdukovaných druhů a důvod jejich introdukce (Zdroj: upraveno dle Pyšek et al. 2002).

Účel dovozu	Počet druhů	% druhů
Okrasné rostliny	511	53,3
Potrava	149	15,5
Léčivé rostliny	99	10,3
Krmivo, píče	74	7,7
Krajinářství	44	4,6
Medonosné rostliny	37	3,9
Produkce oleje	13	1,4
Produkce dřeva	13	1,4
Barvivo	8	0,8
Textilní vlákna	6	0,6
Zemědělství kromě potravin	5	0,5
Celkem úmyslně dovezených druhů	959	100,0

Mezi invazivní druhy nejčastěji patří jednoleté nebo dvouleté rostliny. Jednoleté rostliny tvoří v našich podmínkách více než polovinu všech invazivních druhů (Pyšek et al. 2002).

3.2.4 Hypotézy o šíření

Literatura uvádí různé hypotézy o šíření invazivních rostlin, tato práce zmiňuje dvě:

- **Hypotéza úniku před nepřáteli (Enemy Release Hypothesis, ERH)** říká, že rychlost šíření nepůvodních rostlinných druhů je větší v nepůvodním prostředí, vzhledem k menšímu počtu nepřátelských organismů, které by je mohli regulovat. Oproštěním od nativních nepřátel získávají v kompetici s původními rostlinami výhodu a mohou tak prosperovat v nových areálech a získat statut invazivní (Keane & Crawley 2002; Reinhart et al. 2003; Colautti et al. 2004).
- **Hypotéza nových zbraní (Novel Weapons Hypothesis)**. Za „nové zbraně“ při invazi jsou považovány například toxiny a kořenové exudáty, jejichž vylučování je pro některé druhy typické. Tato hypotéza předpokládá, že nepůvodní rostlinné druhy jsou zvýhodněny tím, že vlastní nové biochemické zbraně, tedy chemikálie, se kterými se původní druhy nikdy nesetkaly. Biochemikálie fungují jako neobvykle silné chemické látky s alelopatickým působením na nativní rostliny nebo jako prostředníci nových mikrobiálních interakcí mezi půdou a rostlinami (Callaway & Ridenour 2004).

3.2.4.1 Invazibilita a invadovanost

Invazibilitou se rozumí dovednost nepůvodního druhu přežít v daném společenstvu. Tato schopnost je závislá na konkurenci druhů, na klimatických podmínkách, zejména na náhlých změnách klimatu (např. extrémní mráz či sucho), dále na tom, jak je nepůvodní druh schopen se přizpůsobit příslušnému společenstvu. Překonání faktorů všech zmíněných vlivů je důležité proto, aby dané společenstvo bylo druhem úspěšně obsazeno. Jestliže nepůvodní druhy dobře přežívají ve společenstvu, do kterého pronikly, společenstvo je invazibilní (Chytrý & Pyšek 2009a; Jimenez et al. 2011).

Invazibilita, není závislá na počtu zavlečených druhů. Naproti tomu výslednicí počtu nepůvodních druhů a míry jejich přežívání je **invadovanost** (Chytrý & Pyšek 2009a). Nejvíce invadovaná území bývají v zásadě ta, která jsou ovlivněna antropogenními disturbancemi (Chytrý & Pyšek 2009b).

Za zmínku stojí i fakt, že ostrovy jsou více invadovány než pevnina, tento jev byl popsán zakladatelem invazivní ekologie Charlesem Eltonem v jeho knize *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (1958). Vysvětlením větší invadovanosti ostrovů, je existence volných nik, druhým možným vysvětlením, které spíše jen doplňuje teorii o nikách, je, že ostrovní květena má malou schopnost konkurovat druhům zavlečených z pevniny (Chytrý & Pyšek 2009a).

3.2.5 Důsledky rostlinných invazí

Invazivní druhy se v současnosti vyskytují téměř všude a jejich výskyt je spojen s negativním vlivem na původní květenu. Česká republika sice nespadá mezi oblasti silně postižené rostlinnými invazemi, ale jejich význam se stále zvyšuje a přináší mnohá úskalí, proto je potřeba se touto problematikou zabývat (Křivánek 2004).

Rostlinné invaze mohou mít i vážný nepříznivý vliv na lidské zdraví, nebo dokonce způsobovat i ekonomické ztráty (Chytrý & Pyšek 2009a). Tyto ztráty vytvořené invazivními rostlinami činily roku 2001 v celosvětovém měřítku 1,4 bilionu USD, tedy asi 5 % světového HDP (Pimentel et al. 2001). V časovém období 1997 – 2002 bylo ze Státního programu péče o krajinu přes 6,6 milionu Kč investováno do regulace invazivních druhů rostlin a náletů nepůvodních dřevin. Částka téměř 2,5 milionu Kč připadla na likvidaci křídlatek (Křivánek 2004), kterým je věnována kapitola níže.

Negativní důsledky nepůvodního druhu při obsazení areálu mají mnoho podob. Wells et al. (1986) navrhli termín „transformer species“, tyto druhy mohou měnit stanovištní podmínky, charakter, stav, formu nebo povahu přírodního ekosystému.

Mezi další následky pak také patří nadměrné obohacování půdy živinami či vylučování specifických chemických látek. Příkladem vylučování těchto látek může být alelopatie, která zároveň zvyšuje invazní potenciál a narušuje stabilitu nativních druhů (Hierro & Callaway 2003; Loydi et al. 2014). Invazivní rostliny tvoří též nebezpečné druhy ve formě kříženců, ti se kříží buď mezi sebou (např. křídlatka česká) nebo se původní druh kříží s nepůvodním, což bývá někdy označováno jako genetická homogenizace. Nativní druh může být úplně zlikvidován při hybridizaci s druhem nepůvodním. Invazivní vlastnosti jsou hybridizací naneštěstí umocněny, a tak jsou ohroženy především malé populace (Pyšek & Sádlo 2004).

3.2.5.1 Alelopatie

Termín alelopatie použil Molisch v roce 1937, kdy odkazoval na biochemické interakce mezi všemi typy rostlin, včetně mikroorganismů tradičně umístěných v rostlinné říši. Alelopatický efekt rostliny se může zvyšovat v jí nepůvodním prostředí (Yuan et al. 2013).

Alelopatii lze definovat jako jakýkoli přímý nebo nepřímý účinek jedné rostliny (včetně mikroorganismů) na jiné organismy prostřednictvím uvolnění chemických sloučenin z kořenů, výhonků, listů či květů, které unikají do životního prostředí (Rice 1984; Rice 1995). Alelochemické látky se do životního prostředí dostávají čtyřmi hlavními cestami (Obrázek č. 2): (1) těkavostí ze živých částí rostliny; 2) výluhem z nadzemních částí rostliny; (3) rozkladem rostlinného materiálu; (4) kořenovou exsudací. Tyto cesty se liší v závislosti na druhu rostliny a chemické povaze alelopatických látek. Mnoho rostlin uvolňuje těkavé inhibiční sloučeniny ve formě páry, zejména listy do atmosféry. Většina z těchto těkavých sloučenin jsou terpenoidy, např. monoterpenoidy, seskviterpenové laktony atd. Alelochemické látky uvolňované těkáním mohou být rostlinami absorbovány přímo z atmosféry prostřednictvím výměny plynů nebo z půdy, kam přicházejí v důsledku srážek nebo loužení (Scava et al. 2018). Po uvolnění mohou být okamžitě účinné, ale mohou také přetrvávat v půdě, což má za

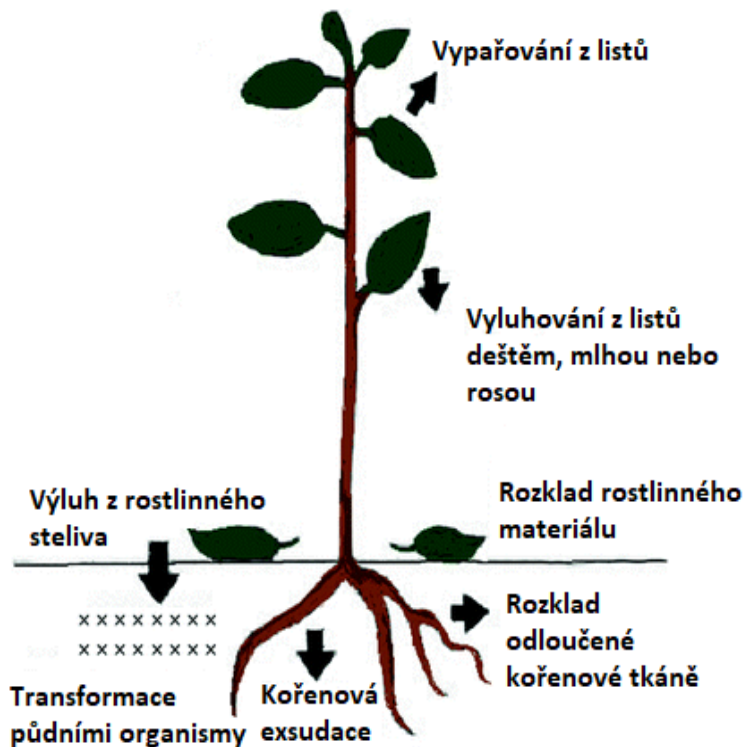
následek dlouhodobější účinek (Del Fabbro & Prati 2015). Tyto opožděnější účinky mohou být důležitější než okamžité, protože mohou působit na jiné druhy i po uhynutí nebo odstranění rostliny, čímž mohou dlouhodobě ovlivnit strukturu komunity, a tím i celé ekosystémy (Wardle et al. 1998; Inderjit et al. 2011). Potenciálně se dají využít alelochemické látky jako antimikrobiální přípravky na ochranu rostlin, regulátory růstu, insekticidy či herbicidy (Cheng & Cheng 2015).

Množství alelochemikálií uvolňovaných invazivním druhem a jejich účinek na cílovou rostlinu, může být ovlivňován různými typy abiotických a biotických stresových faktorů (Inderjit & Del Moral 1997). Mezi stresové faktory patří: sucho, ozáření, světlo, teplota, dostupnost živin a vody, nemoci a patogeny, konkurenti. Ty mohou zvyšovat alelochemickou produkci v rostlině (Einhellig 1996; Reigosa et al. 1999a,b). Tato produkce je ovlivněna také morfologickými, fyziologickými a ekologickými charakteristikami, jako je hustota porostu rostlin, životní cyklus, věk rostlin a stanoviště, na kterém se nachází (Inderjit & Keating 1999).

Aby byla alelopatie účinná, musí rostliny tvořit alelochemické látky rychleji, než si jejich sousedé vyvinou obranu (Hierro & Callaway 2003). Velmi důležitým bodem týkajícím se alelopatie je, že její účinek závisí na přidání chemické sloučeniny do životního prostředí. Je tedy oddělen od konkurence, která zahrnuje odstranění nebo snížení určitého faktoru z prostředí, který je vyžadován nějakou jinou rostlinou nebo mikroorganismem sdílejícím stanoviště. Muller navrhl termín interference, který označuje celkový vliv jedné rostliny (nebo mikroorganismu) na druhou. Interference by tedy zahrnovala jak alelopatii, tak konkurenci, a v tomto smyslu se zde používá termín interference (Muller 1969).

Význam alelopatie pro ekologickou teorii je velký. Malé množství toxinů může být zodpovědné za masivní snížení růstu rostlin a absorpci vody nebo minerálů, což vede k výraznému ovlivnění celého mikroklima. Tyto jevy výrazně naznačují, že alelopatie má důležitý vliv na fungování ekologických procesů a že tento faktor musí být zahrnut do jakéhokoliv přijatelného modelu dynamiky komunity (Muller 1966).

Inderjit et al. (2008) ke zkoumání alelopatie jako mechanismu invaze použili tři přístupy. Tradiční přístup studuje nepůvodní druhy totožným způsobem, kterým jsou zkoumány původní rostliny, u nichž je podezření na alelopatickou aktivitu. Biogeografický přístup srovnává alelopatické účinky invazivních druhů s původními a napadenými komunitami. Důkazy o přispívání alelopatie k invazivnímu úspěchu, jsou oproti tradičnímu přístupu zřejmé. Kongenerický nebo fylogenetický přístup zahrnuje srovnávací studie invazivních druhů s nativními stejného rodu nebo s velmi blízkými příbuznými. Tyto přístupy však mají omezený závěr. Jestliže působí invazivní jedinec více alelopatický než původní, nutně to neznamena, že příčinou invaze je právě alelopatie.



Obrázek č. 2: Hlavní cesty uvolňování alelochemikálií do životního prostředí (Zdroj: upraveno dle Scavo et al. 2018).

3.2.6 Opatření proti šíření invazivních rostlin

Prevence je nejúčinnějším způsobem, jak předcházet šíření invazivních rostlin a zamezovat problémům s jejich likvidací (Marková & Hejda 2011).

Problematikou invazivních druhů rostlin a živočichů se zabývá i legislativa Evropské Unie. Nejvýznamnějším právním dokumentem je nařízení Evropského parlamentu EU č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazivních nepůvodních druhů. Zmíněná listina se vztahuje na prevenci a regulaci invazivních druhů, stanovených v tzv. „unijním seznamu“, zde jsou rozebrány i jejich dopady na Unii. Dalším významným dokumentem, který stojí za zmínění, je nařízení Rady č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře (Nařízení evropského parlamentu a rady EU 2014).

Národní legislativa týkající se invazivních druhů je uvedena v několika zákonech. Důležitý je zákon č. 114/1992 Sb., ochraně přírody a krajiny, v platném znění, který říká, že: „Záměrné rozšíření geograficky nepůvodního druhu rostliny či živočicha do krajiny je možné jen s povolením orgánu ochrany přírody; to neplatí pro nepůvodní druhy rostlin, pokud se hospodaří podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo vlastníkem lesa převzaté lesní hospodářské osnovy. Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu“. Rovněž zmiňuje v § 5, odst. 5 následující: „Záměrné rozšiřování křížence druhů rostlin či živočichů do krajiny je možné jen s povolením orgánů ochrany přírody“. Zákon také zakazuje záměrné rozšiřování nepůvodních druhů do národních parků, chráněných krajinných oblastí, národních přírodních rezervací a přírodních rezervací. Dalším významným zákonem je zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské

péči, v platném znění. Dále existují české právní předpisy, které se zabývají problematikou pouze okrajově: zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon, zákon č. 99/2004 Sb., o rybářství, zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti (Ministerstvo životního prostředí 1992; AOPK 2021).

Pokud šíření invazivních rostlin nebude zastaveno nebo alespoň omezeno, tak obsadí jednotlivé nežádoucí druhy všechna pro ně vhodná stanoviště (Křivánek et al. 2004). Aby došlo k úspěšnému potlačení výskytu nežádoucích invazivních druhů, musí být zvolen vhodný způsob jejich likvidace. Volba se odvíjí podle lokality výskytu a také od konkrétního rostlinného druhu (Černý et al. 1998).

3.3 Likvidace invazivních druhů rostlin

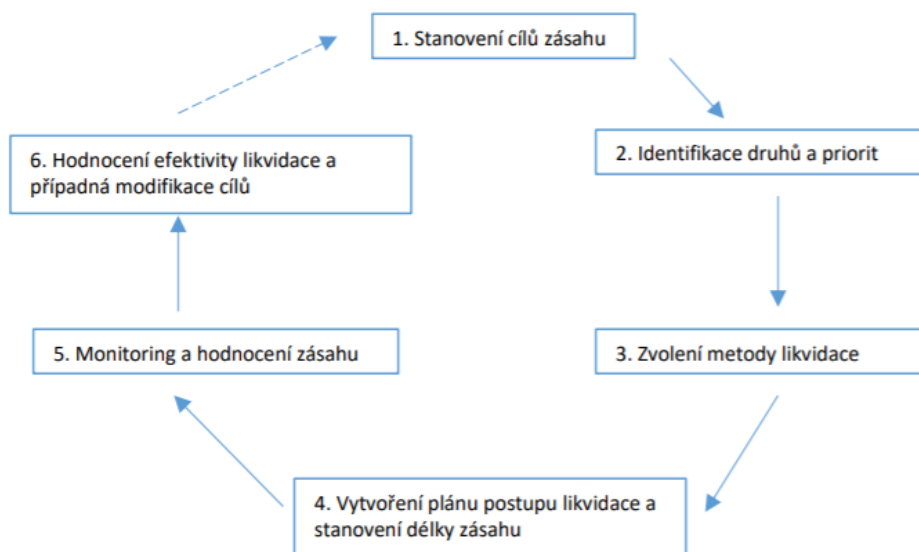
Invazivní nepůvodní druhy způsobují celosvětově obrovské ekonomické ztráty (Pimentel et al. 2005). Velkou část těchto ztrát tvoří náklady na likvidaci. Aby bylo potlačení výskytu invazivních druhů úspěšné, je zapotřebí vybrat vhodnou metodu likvidace (Černý et al. 1998). Z analýz nákladů a přínosů je zřejmé, že úspěch zásahů je závislý na cílení projektů a pečlivosti plánování. Nejdůležitější se zdá být volba realistického a proveditelného cíle týkajícího se likvidace invazivních rostlin (Simberloff et al. 2013; Spring and Cacho 2015).

Tyto faktory pro stanovení cílů likvidace jsou vztaženy nejen k invazivnímu druhu a zájmovému území, ale i k obecným společenským prioritám a zdrojům využitelným pro management. Faktory jsou posuzovány jednotlivě a jako celek slouží ke stanovení cílů likvidace. Posuzované faktory jsou následující (Berchová et al. 2019):

- Druh (případně druhy),
- Míra (rozšíření) invaze v zájmové oblasti,
- Zdroj šíření invazivního druhu,
- Typ invadovaného ekosystému a způsob využívání lokality,
- Technologie likvidace,
- Společenské priority,
- Zdroje (finanční, lidské),
- Časoprostorové hledisko.

Dle výše jmenovaných faktorů se stanoví cíl likvidace, a ten je pak hodnocen dle jednotlivých kritérií (Obrázek č. 3)

- Zhodnocení splnění stanoveného cíle
- Míra nutné modifikace cílů na základě dosažených výsledků
- Zhodnocení dopadu splnění cíle na invadované ekosystémy



Obrázek č. 3: Schéma hodnocení splnění cílů likvidace (Zdroj: upraveno dle Tu 2009).

Co se týče přímo likvidace samotné, tak Křivánek et al. (2004) říká, že existují tři postupy vedoucí k omezení invazivního druhu:

- **Eradikace** – jedná se o nejnákladnější, ale zároveň nejúčinnější postup. Principem je úplné zničení populace invazivního druhu, včetně všech jeho rostlinných částí, které by mu umožňovaly opětovné založení porostu.
- **Kontrola** – tento proces je sice zprvu méně nákladný, ale v dlouhodobém hledisku převyšuje eradikaci. Cílem kontroly je likvidace okrajových populací, která poskytují centra pro další šíření a zároveň likvidace nežádoucích druhů v zájmových oblastech. Je nutná pravidelná kontrola ošetřených míst, z důvodu předcházení opakovaného napadnutí.
- **Potlačení** – vyžadující stálou kontrolu v dlouhodobém horizontu. Spočívá v zabránění pronikání druhu do dalších stanovišť se zaměřením na okrajové populace.

Pokud jsou likvidována drobná ohniska a je prováděna patřičná prevence, bývá dosaženo nejlepších výsledků likvidace. Naopak nejmenší efektivnost je při snaze likvidovat velkoplošná, silně zasažená území, která nepůvodní druh už zcela obsadil. Náklady na odstranění invazivních druhů z invadovaného území značně rostou, což je patrné z tabulky č. 2 (Berchová et al. 2019).

Tabulka č. 2: Náklady a efektivita likvidace v jednotlivých stádiích invazního procesu (Zdroj: upraveno dle Sinden et al. 2004).

Stadia invazního procesu	INTRODUKCE	ETABLOVÁNÍ	ŠÍŘENÍ	INVAZE
	Druh uniká z kultury, je ojediněle rozšířený, bez dopadu na původní ekosystémy	Druh je naturalizovaný, ale má omezené rozšíření	Druh je naturalizovaný a intenzivně se šíří – zvýšení počtu lokalit i hustoty populací	Druh vykazuje invazní šíření a má silný dopad na původní ekosystémy
Možnosti managementu	Prevence, zabránění záměrnému šíření	Likvidace ohnisek, zabránění záměrnému šíření	Eradikace v případě ohrožení ZCHÚ, omezování dopadu	Eradikace pokud možná, prioritní ochrana původních společenstev
Efektivita likvidace a náklady	↑ efektivita likvidace			
	↑ náklady			

Při řízení invazivních rostlin a likvidačních zásahů často dochází k následujícím chybám (Berchová et al. 2019):

- K likvidačním procesům se často přistupuje pozdě, kdy už je téměř nemožné zcela vyhubit tento druh a účinnost provádění zásahů pokrývající náklady na likvidaci vážně ovlivní samotný napadený ekosystém.
- Po provedeném zásahu zůstávají ohniska šíření, protože před samotným zákrokem nebylo provedeno pečlivé zmapování výskytu invazivního druhu.
- Většina projektů má omezené zdroje, které obvykle nejsou přidělovány na dlouhodobé monitorování a péči o lokality, v místě provedení zásahu.
- Hodnocení úspěšnosti likvidace se hodnotí okamžitě po ukončení procesu, likvidační efekt není trvale opatřen.

Dle Berchové et al. (2019) je problematické zejména nepokračování v likvidaci. Většina projektů likvidace bývá vyhodnocena jako mimořádně úspěšná, ale z dlouhodobého hlediska jde spíše jen o omezení výskytu.

Likvidaci invazivních druhů lze rozdělit do tří základních typů. Jsou to biologické, mechanické a chemické metody nebo jejich kombinace. Pro životní prostředí je nejlepším způsobem zvolit management, který způsobí velký dopad na invazivní druhy a má minimální vliv na životní prostředí (Weber 2003).

3.3.1.1 Mechanická likvidace

Mechanická likvidace je účinná pouze pro jednoleté rostliny (např. netýkavka), kromě vytrhávání rostlin ze země i s kořeny, nedosáhne cíle likvidace rostlin ani v průběhu několika let (Pergl et al. 2016a). Mezi mechanické metody tak patří vyrývání, sečení, vykopávání (např. semenáčky dubu červeného), pastva (např. bolševník velkolepý), kosení, vytrhávání (např. netýkavky), kroužkování dřevin a řez dřevin (např. trnovník akát, javor jasanolistý). Pastva společně s kosením jsou účelné metody pro snížení hustoty porostu, je však nezbytně nutné dávat pozor, aby se jednotlivé části rostlin nedostaly dále do nezasažených lokalit. Významným rizikem při spásání bolševníku dobyt看em je to, že ovlivňuje rovnováhu steroidních hormonů, což vede až k narušení plodnosti samic. Také způsobuje přecitlivělost kůže, při vystavení slunečnímu záření. Pokud probíhá manuální likvidace bolševníku, je nutné používat ochranné pomůcky. Na první pohled kontakt s touto rostlinou nepřináší žádné náznaky nebezpečí, avšak po několika hodinách, popřípadě i po pouhých 15 minutách díky působení UV světla, může docházet k vážnému popálení a poškození kůže. I když mechanická likvidace patří mezi levné a šetrné metody, její velkou nevýhodou je to, že sama o sobě často nevede k likvidaci. Jelikož je její využití omezené, měla by být používána pouze v následujících případech (Křivánek et al. 2004; Pyšek et al. 2007; Berchová et al. 2019):

- V oblastech, kde jsou jedinou možnou metodou (např. ochranná pásma vodních zdrojů).
- Při omezování výskytu invazivních druhů.
- Příprava oblasti pro následnou likvidaci.

3.3.1.2 Chemická likvidace

Chemická likvidace spočívá v aplikaci herbicidů, které se dělí na selektivní a totální. Jejich používání se řídí dle pravidel stanovených Ústředním kontrolním a zkušebním ústavem zemědělským. Selektivní herbicidy jsou účinné jen na určitou skupinu rostlin např. dvouděložné rostliny. Výhodou využití vhodných selektivních herbicidů je zachování travního porostu, který snižuje nebezpečí půdní eroze a možné opětovné uchycení nepůvodního druhu. Totální herbicidy účinkují proti všem rostlinným druhům, je však potřeba po jejich zásahu provést rekultivaci a plochu poté následně monitorovat. Herbicidy se liší v dávkování, ochranných limitech a účinné látce. Z hlediska typu aplikace se používá: plošný postřik, který je vhodný pro rozsáhle zasažené oblasti nebo individuální aplikace (např. injektáž, nátěr na list) (Pergl et al. 2016a; Berchová et al. 2019).

Nejužívanější herbicidní přípravky jsou na bázi glyfosátů (např. Glyfogan, Roundup, Taifun), rostliny je vstřebávají zelenými částmi a transportují je do kořenů. Výsledek se projevuje žloutnutím a vadnutím rostliny již po několika týdnech. Chemická likvidace je vzhledem k její účinnosti nejpoužívanější metodou (Křivánek et al. 2004).

3.3.1.3 Biologická likvidace

Biologické metody využívají k regulaci druhů jejich biologické škůdce. Marková & Hejda (2011) považují biologickou metodu za neúčinnější metodu pro omezování výskytu nežádoucích druhů, kdy její úspěch spočívá v cílené introdukci škůdce na nepůvodní druhy. Může ale nastat situace, kdy škůdce začne konzumovat původní druhy, zejména když jsou příbuzné druhu invazivnímu.

Další možností biologické metody je spásání invazivních druhů, avšak to samostatně nepůsobí požadovaného efektu. Navíc někteří autoři uvádějí i zdravotní komplikace skotu po spásání např. bolševníků. Proto je biologický způsob omezení invazivních druhů využíván jen velmi zřídka (Křivánek et al. 2004).

3.3.1.4 Kombinované metody

Kombinovanými metodami lze označit všechny metody, které kombinují mechanický zásah společně s aplikací herbicidu. Jsou to například: kosení s aplikací herbicidu, řez dřevin a následný nátěr řezu herbicidem atd. Přestože jde o metody nejnákladnější, velmi často se jeví jako nejefektivnější z hlediska dosažení vytyčeného cíle likvidace. V porovnání s mechanickými metodami jsou kombinované metody časově výrazně méně náročné, z hlediska množství použitého herbicidu jsou efektivnější, ale pouze ve srovnání s chemickými metodami. (Berchová et al. 2019).

3.3.1.5 Naložení s odstraněnou biomasou invazivních rostlin

Řada druhů má schopnost regenerovat ze semen nebo i z malých úlomků oddenků a stonků, proto je nutné s nakládáním rostlinnou biomasou velmi opatrně, aby bylo zabráněno vzniku nových lokalit. Veškerá odstraněná biomasa musí být odvezena především z lokalit, které jsou z hlediska ochrany přírody cenné, protože by zde rozkládající se hmota obohacovala půdu o dusík a zabraňovala by tak přirozené obnově společenstva. Vzniklá biomasa se dá využít v bioplynových stanicích či průmyslových kompostárnách. Ale pouze za předpokladu, že neobsahuje semena či vegetativní části schopné regenerace. Jestliže by je obsahovala, je nutné teplené ošetření, které musí být dostatečně silné a dlouhé, aby došlo k jejich zničení. (Pergl et al. 2016a).

3.4 Vybrané invazivní druhy ČR

Česká republika se v rámci celosvětového měřítka neřadí mezi nejohroženější oblasti, ale na druhé straně i zde vliv invazivních druhů prudce roste. Dokonce i chráněná území jsou v dnešní době narušována těmito druhy rostoucími v sousedících narušených oblastech. Na tento fakt poukázal odebraný reprezentativní vzorek ze tří set rezervací – invazivní druhy zde tvořily přes 15 % zaznamenaných taxonů (Pyšek & Krahulec 2001). Existuje celá řada problematických invazivních druhů, ale tato práce se podrobněji zaměřuje pouze na tři. Jsou to křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai.), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera* Royle) a bělotrn kulatohlavý (*Echinops sphaerocephalus* L.).

3.4.1 Křídlatky – *Reynoutria* spp.

Druhy *Reynoutria* spp. patří do čeledi *Polygonaceae*, pocházejí z východní Asie, odkud byly v 19. století zavlečeny do Evropy jako zahradní okrasné rostliny (Conolly 1977; Bailey & Conolly 2000).

Někteří autoři zacházejí se skupinou jako se samostatným rodem *Reynoutria* (Holub 1971), jiní jako s částí rodu *Fallopia* (Ronse Decraene & Akeroyd 1988, Bailey & Stace 1992), nebo považují *Fallopia* (včetně *Reynoutria*) jako taxonomické synonymum pro *Polygonum* (Zika & Jacobsen 2003).

Rod křídlatek je v České republice zastoupen *R. japonica* Houtt. var. *japonica*, *R. japonica* var. *compacta* Moldenke, *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai a *R. × bohemica* Chrtek et Chrtková, hybrid mezi *R. sachalinensis* a *R. japonica* popsáný z České republiky – křídlatka česká (Chrtek & Chrtková 1983).

Křídlatky jsou vysoce produktivní a agresivní útočníci v pobřežních mokřadech Evropy a Severní Ameriky (Topp et al. 2008). Napadají i různá jiná lidská stanoviště a často se šíří do polopřirozené vegetace (Brabec & Pyšek 2000; Pyšek et al. 2001, 2002). Jak již bylo zmíněno, křídlatky se nejčastěji vyskytují v blízkosti lidských sídel. Tento výskyt souvisí s jejich historií pěstování a introdukcí, kdy byly pěstovány jako okrasné rostliny ve městech i vesnicích a za přičinění člověka, vody nebo transportem půdy při stavební práci se rozšířily do volné přírody.

Křídlatky jsou v Evropě a řadě zemí Severní Ameriky na seznamu nebezpečných invazivních druhů rostlin, seznamu karanténních rostlinných škůdců a na seznamu invazivních druhů, které ovlivňují biodiverzitu (Mandák et al. 2004).

Jsou to vytrvalé, mimořádně statné dvoudomé byliny s bohatě rozvětvenými, dlouhými a silnými oddenky. Oddenkový systém s pupeny dokáže přezimovat pod povrchem půdy. Jejich lodyhy dosahují výšky až 3 metrů, v případě křídlatky sachalinské až 4 metrů, jsou přímé, duté a velmi křehké. Květenství je úžlabní nebo koncové, uspořádané do lat složených z lichoklasů, pětičetné jednopohlavné květy jsou bělavé až narůžovělé. Kvetou od července do října. Opylení probíhá pomocí větru a hmyzu. Na našem území se jen výjimečně vytváří potomstvo generativně, a při šíření se spoléhají křídlatky pouze na vegetativní způsob. Plodem je lesklá, černá, trojhranná, 3-4 mm dlouhá nažka. Jednotlivé zástupce rodu od sebe jde nespolehlivěji odlišit podle listů. Listové čepele křídlatky japonské jsou až 15 cm dlouhé a 10 cm široké, na

bázi kolmo uťaté nebo tupě klínovité, zakončené dlouhou špičkou. Křídlatka sachalinská má listy větší, až 35 cm dlouhé a 25 cm široké, mají srdčitou bázi a tupý až zaokrouhlený vrchol. Kříženec (křídlatka česká) kolísá velikostí a tvarem listů mezi oběma zmíněnými druhy. Spolehlivé určení je také závislé na ochlupení rubu listů. Křídlatka sachalinská má chlupy dlouhé, na bázi neztloustlé, zatímco japonská je má nezřetelné, redukované na krátké papily. Kříženec má listy roztroušené chlupaté, jsou kratší než u křídlatky sachalinské a mají ztloustlou bázi (Pyšek & Mandák 2001; Patočka 2005).

Co se týče šíření v České republice, je tedy hlavně vegetativní, prostřednictvím regenerace z oddenků a kmenových segmentů (Bímová et al. 2003, Pyšek et al. 2003). Taxony *Reynoutria* se v oblasti náhodného rozšíření obvykle nerozmnožují pohlavně kvůli nedostatku pylových zrn u některých druhů nebo neefektivnímu usazování sazenic (Bailey et al. 1995).

3.4.1.1 Křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai.)

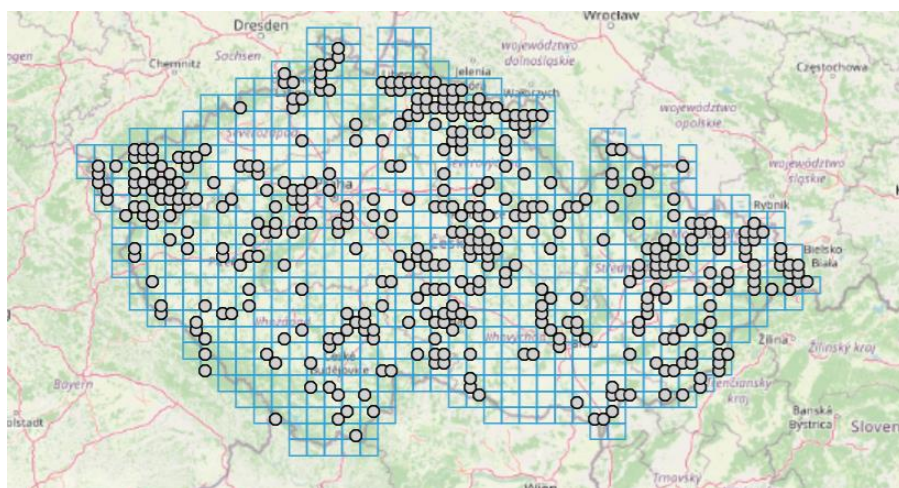
Reynoutria sachalinensis (Obrázek č. 4), je původem z Japonska, Sachalinu a Ullung-do (ostrov mezi Koreou a Japonskem). Do Evropy byla poprvé introdukována H. Weyrichem v roce 1855, poté F. Schmidtem v roce 1861 a později CJ Maximoviczem v roce 1864. Celá rostlinná sbírka ze Sachalinu byla dodána do botanické zahrady v St. Peterburgu, odkud byla široce distribuována do evropských botanických zahrad (Bailey & Conolly 2000).

Barral (1994) při svém výzkumu v laboratoři zjistil, že ke schopnosti *R. sachalinensis* kolonizovat oblast, kde roste, pomáhá skutečnost, že semena produkují látky, které mají alelopatické vlastnosti. Látky vylučované semeny během inhibiční fáze ovlivňují zakořeňování rostlin v těsné blízkosti, což je další překážkou pro založení původních rostlin.

Vyskytuje se roztroušeně po celém území České republiky (Obrázek č. 5) od nížin do podhorských oblastí, ale i v nižších polohách hor. Zdá se, že v posledních letech se šíří rychleji, než tomu bylo v minulosti, kdy byla mnohem vzácnější než *R. japonica*. V současné době je evidováno 261 lokalit výskytu a její pokračující šíření je velmi pravděpodobné. Nachází se zejména podél vodních toků, vzácněji na synantropních stanovištích. Časté je i pěstování v zahradách a parcích, odkud však zplaňuje do volné přírody (Chrtek 1990; Mandák et al. 2004).



Obrázek č. 4: Křídlatka sachalinská (Zdroj: Chytrý 2004).



Obrázek č. 5: Nálezy křídlatky sachalinské v České republice od r. 1869 (Zdroj: www.pladias.cz).

3.4.1.2 Vliv invazivních křídlatek na rostliny prostřednictvím alelopatie

Klonové křídlatky – *R. japonica*, *R. sachalinensis* a jejich hybrid *R. × bohémica* (Child & Wade 2000; Barney et al. 2006), jsou jednou z nejvíce agresivních skupin invazivních rostlin. Staly se extrémně dominantní a nyní patří k nejhorším invazivním druhům na světě (Lowe et al. 2000). Jejich růst je extrémně rychlý a vytvářejí rozsáhlé oddenkové systémy. Snižují původní biologickou rozmanitost a často zcela vytlačují původní vegetaci (Maskell et al. 2006; Gerber et al. 2008; Aguilera et al. 2010).

R. japonica i *R. sachalinensis* obsahují řadu bioaktivních sekundárních sloučenin, z nichž několik má antibakteriální nebo protiplísňové účinky (Daayf et al. 1995; Kumagai et al. 2005). Extrakty z obou druhů křídlatky dle růstových testů také mají inhibiční účinky na jiné druhy rostlin (Inoue et al. 1992; Vrchotová & Šerá 2008; Fan et al. 2009). To naznačuje, že invazivní křídlatky mohou nést alelopatický efekt zvyšující jejich dominanci v introdukovaných pásmech. Přestože testy s rostlinnými extrakty mohou naznačovat alelopatické účinky, jsou

zapotřebí realističtější ekologické experimenty, aby se zjistil skutečný význam alelopatických účinků (Inderjit & Nilsen 2003).

Siemens a Blossey (2007) hodnotili relativní důležitost dostupnosti zdrojů a alelopatické interference *R. × bohemica* u dvou původních severoamerických druhů rostlin a zjistili, že růst a přežití těchto rostlin byly primárně ovlivněny dostupností světla, ale bylo objeveno, že alelopatická interference funguje jako další mechanismus. Další pokus pro testování alelopatických vlastností křídlatek byl proveden tak, že bylo vypěstováno experimentální společenství šesti druhů původních evropských rostlin. Byly použity čtyři druhy dvouděložných netravnatých rostlin (*Geranium robertianum* L., *Lamium maculatum* L., *Silene dioica* L., *Symphytum officinale* L.) a dva druhy trav (*Lolium perenne* L., *Poa trivialis* L.), za přítomnosti či nepřítomnosti invazivního hybridu *R. × bohemica*. K testování alelopatických účinků bylo použito aktivní uhlí (AC) v kombinaci s mechanickou kontrolou. AC má velkou schopnost adsorbovat organické sloučeniny a často se používá k neutralizaci alelochemikálií. Aby došlo k otestování účinků různých intenzit mechanické kontroly, byly nádoby s oddenkem křídlatky vystaveny třem ošetřovacím procedurám: (1) žádná mechanická kontrola, (2) jedno řezání výhonků křídlatky po šesti týdnech růstu a (3) opakované řezání výhonků křídlatky každé čtyři týdny, celkem třikrát (Callaway & Aschehoug 2000; Inderjit & Callaway 2003; Prati & Bossdorf 2004).

Výsledkem bylo, že konkurence s křídlatkou silně ovlivnila růst původního společenstva rostlin. Přidání AC snížilo negativní účinek křídlatky na netravnaté druhy o 35 % a významně snížilo růst oddenků křídlatky. Při absenci křídlatky nemělo AC žádný vliv na netravnaté zástupce, ale zvyšovalo travní biomasu. Byly zjištěny i významné interakce mezi AC a řezáním křídlatky. Pokud bylo do půdy přidáno AC, mělo řezání menší účinek na biomasu oddenků křídlatky a téměř žádný účinek na biomasu původních rostlin. Mechanická kontrola křídlatky řezáním všech nadzemních výhonků výrazně snížila výkonnost a její ekologický dopad. Jediný řez významně snížil růst oddenků křídlatky a opakované sekání jej prakticky zastavilo. Konečná hmotnost oddenku opakovaně řezaných rostlin byla téměř totožná s průměrnou počáteční hmotou vysazených oddenků, takže čistý růst oddenků byl téměř nulový. Bylo zjištěno, že pokud by byla křídlatka pravidelně řezána, AC nemělo žádný další účinek na růst oddenků, což naznačuje, že inhibice oddenků mechanickou kontrolou také úspěšně eliminovala alelopatické účinky. I když se ukázalo, že poškození nadzemních částí jiných invazivních rostlin může vyvolat zvýšenou alelopatii, a tudíž zkomplikovat úsilí při řízení, ale nezdá se, že by tomu tak bylo u křídlatek. Pravidelné řezání výhonků křídlatek, i když je pracné, se jeví jako bezpečný (a ekologicky bezrizikový) způsob, jak udržet křídlatky pod kontrolou nebo zmírnit jejich dopad, alespoň v raných fázích invazí (Seiger & Merchant 1997; Thelen et al. 2005; Zhu & Sang 2008; Murrell et al. 2011).

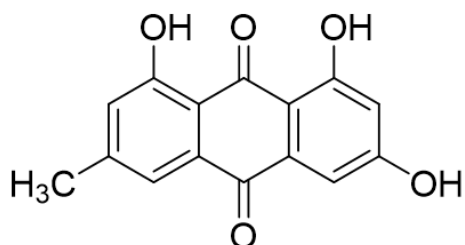
Alelopatický dopad *R. × bohemica* na původní netravnaté rostliny by se tak mohl podílet velkou měrou, zejména když při absenci křídlatky nemělo AC na netravnaté druhy vůbec žádný účinek. Experimentální výsledky také potvrdily výsledky předchozích laboratorních testů (Inoue et al. 1992; Vrchotová & Šerá 2008; Fan et al. 2009) a terénní studie (Siemens & Blossey 2007), které naznačují, že invazivní křídlatky ovlivňují původní rostliny prostřednictvím

alelopatie a přispívají ke kumulativním důkazům, že alelopatie může hrát roli v úspěšnosti invazivních rostlin (Callaway & Aschehoug 2000; Ridenour & Callaway 2001; Prati & Bossdorf 2004; Orr et al. 2005; Abilasha et al. 2008; Callaway et al. 2008; Jarchow & Cook 2009).

3.4.1.3 Alelopatické látky křídlatky sachalinské

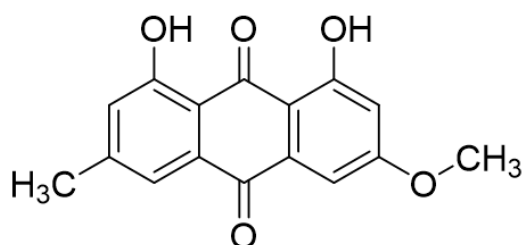
Křídlatka sachalinská je zajímavá kvůli relativně vysokým koncentracím biologicky aktivních látek, které jsou potenciálně zodpovědné za její alelopatické účinky. Jedná se o fenolové sloučeniny (katechin, epikatechin, kyselinu chlorogenovou, kyselinu kaftarovou a deriváty kvercetinu), flavanoidy a antrachinony (Xiao et al. 2000; Vrchatová et al. 2010).

Inoue et al. (1992) izolovali dva antrachinony, emodin (1,3,8-trihydroxy-6-methyl-9,10-anthracenedion; Obrázku č. 7) a physcion (1,8-dihydroxy-3-methoxy-6-methyl-9,10-anthracenedion; Obrázek č. 7), z kořenů a oddenků křídlatky sachalinské a také z půdy, ve které rostla. Zjistili, že tyto antrachinony mají inhibiční schopnost na růst sazenic *Amaranthus viridis* L., *Phleum pratense* L., *Digitaria adscendens* Kunth a *Brassica compestris* L. Obecně platí, že jak emodin, tak physcion ovlivňují dostupnost půdních anorganických iontů, významně snižují dostupnost Mn^{++} a naopak zvyšují obsah Na^+ a K^+ . Zároveň dochází k poklesu hodnoty pH půdy, které hraje důležitou roli při ovlivňování imobilizace a akumulace půdních anorganických iontů a stimulaci mikrobiální aktivity. Antrachinony uvolňované křídlatkou mohou ovlivňovat různé faktory, jako je růst rostlin, mikrobiální ekologie půdy, dostupnost živin, mykorrhiza a mineralizace půdy (Blum 1996; Inderjit & Nishimura 1999).



Obrázek č. 6: Struktura emodinu

(Zdroj: Matsuda et al. 2001).



Obrázek č. 7: Struktura physcionu

(Zdroj: Matsuda et al. 2001).

3.4.1.4 Využití křídlatek

Dnes je křídlatka považována za obtížný plevel, kdy náklady na její likvidaci dosahují vysokých hodnot. Je možné, že časem ji budeme uměle vysazovat na nevyužívaných zemědělských plochách za účelem výroby ekologického paliva. Zužitkování křídlatky na pevné palivo se zdá jako nejnadějnější způsob jejího využití, protože se jedná se o rostlinu energeticky značně výnosnou. Výhřevnost sušiny je přibližně 17 MJ/kg, a když se sklizeň provádí na podzim, je možné dosáhnout výnosu 30 – 40 t/ha. Při přepočtu na užité teplo, tak lze získat až 580 GJ z jednoho hektaru křídlatky. To je objem energie, který by vystačil pro celoroční vytápění šesti středně velkých rodinných domů. Pro sklizení křídlatky lze použít mechanizaci běžně využívanou při sklizni kukuřice. Vzniklé palivo se používá k prostému spalování, ale také v parních kotlích při výrobě elektřiny. Dokonce se může kombinovat

s jinými biopalivy či fosilními palivy. Listy obsahující antioxidační účinné flavonoidy, antrachinony a také dosud neznámou fungicidní látku, jež je účinná proti různým druhům padlí, lze v sušené nebo čerstvé formě vyluhovat nejlépe s alkoholem a vyrobit tak ochranný přípravek proti různým druhům plísní rostlin. Příkladem takového přípravku je Milsana, což je formulovaný rostlinný extrakt z *R. sachalinensis*, u kterého byla jeho účinnost testována proti *Leveillula taurica* (Lév.) G. Arnaud na skleníkových rajčatech. Tento přípravek způsobil inhibici konidiálního klíčení *L. taurica*. Ukázalo se, že Milsana je stejně účinná jako síra, která je jediný přírodní fungicid povolený pro používání na organické plodiny. Mohla by tak být potenciální alternativou, protože toxicita a škodlivost síry pro příjemce při vysokých teplotách je značná. Milsana se také ukázala jako neškodná pro užitečný hmyz a roztoče. Ve čtyřech z pěti studií dosáhla Milsana snížení choroby v rozmezí 42,2–64,6 %. Účinnost byla také zjištěna na okurkách, paprikách a okrasných květinách. Na sklizeň listů je nutné vyčkat do poloviny června, kdy listy obsahují největší podíl biologicky účinných látek. Další využití rostlin je zpracování na papír a výrobu izolačních materiálů (Hafez et al. 1999; Schuld et al. 2002; Patočka 2005; Konstantinidou-Doltsinis et al. 2006; Sladký 2013).

3.4.1.5 Lékařské využití křídlatek

Křídlatky mohou působit terapeuticky několika různými způsoby. Zdá se, že extrakty z *R. japonica* mají antipyretické a analgetické účinky také poskytují ochranu žaludeční membrány proti stresovým vředům (Lin & Hsu 1987). Experimentem provedeným na myších Luo (1993) zjistil, že *R. japonica* podporuje hojení popálenin zlepšením imunitního systému a srdečních funkcí. Listy *R. sachalinensis* se používají jako dezinfekční prostředek a jako ochrana proti vředům (Quattrocchi 2012).

Tradiční čínská medicína oddenky křídlatek a mladé klíčky používá jako projímadla a příležitostně jako potraviny. Kořeny se využívají k léčbě artralgie, žloutenky způsobené teplem, amenorey, kašle a vykašlávání, opaření a popálenin, traumatických zranění a karbunklů (Bae 1999; Pharmacopodia Commission of PRC 1997).

Oddenek a kořen *R. japonica*, známý také pod čínským názvem Hu Zhang, je v čínském lékopisu oficiálně uveden. Hu Zhang obsahuje resveratrol, polysacharidy, flavonoidy, chinony a velké množství kondenzovaných taninů. Čínská medicína popisuje *R. japonica* jako prostředek k léčbě hnisání, bolesti v krku, bolesti zubů, vředů, hemoroidů, chronické bronchitidy a dalších onemocnění. Nyní se v Číně používá (obvykle v kombinaci s jinými bylinami) k léčbě zánětlivých onemocnění (včetně hepatitidy a hnisavé dermatitidy), žloutenky, popálenin, opaření, kašle, amenorey a hyperlipidémie (Peng et al. 2013; Zhang et al. 2013; Nosálová et al. 2013).

3.4.1.6 Likvidace křídlatek

Likvidace křídlatek je obtížná a zdouhavá, a to zejména proto, že jsou schopné regenerovat i z velmi malých úlomků oddenků. Vzhledem k této schopnosti je nutné s rostlinným odpadem a zeminou kontaminovanou oddenky nakládat velmi opatrně. Nejvhodnější metodou likvidace je metoda chemická, tedy aplikace herbicidu na list, kdy pro nejvyšší účinek musí být zasažena maximální listová plocha. Důležité je aplikovat herbicid i na spodní patra listů, ke kterým je v rozsáhlých porostech nutné se prosekat. Nejvyšší efektivita při aplikaci herbicidu je vykazována koncem léta. V místech, kde je použití postřiku rizikové (např. podrost lesa) je zapotřebí provést postřik na začátku vegetační sezóny a opakovat ho podle potřeby v průběhu roku. Přestože mechanické metody nevedou k totální likvidaci křídlatek, jsou používány pro omezení jejich negativního vlivu na společenstva nebo na plochách, kde z různých důvodů nelze použít herbicidy (Pergl et al. 2016a).

Před plánováním zásahu je nutné přesně vědět, o který taxon jde. Předpokladem úspěchu je několikaleté opakování a důslednost (Pyšek & Mandák 2001). V závislosti na odrůdě křídlatky jsou používány odlišné postupy likvidace. *R. sachalinensis* by se měla kosit 23× za rok nebo by mělo docházet k narušení jejího oddenkového systému a následně by měla být pokosena nebo postříkána herbicidem. Druhou variantou je ji postříkat herbicidem 1-2× za rok. Po dvou sezónách zásahů by měl být porost zlikvidován. U *R. japonica* a *R. bohémica* by se měl porost posekat na začátku vegetační sezóny, nechat zregenerovat do výšky přibližně jednoho metru, a poté postříkat herbicidem. Tento proces by se měl opakovat ještě jednou během vegetační sezóny. Po dvou až třech sezónách zásahů by měl být porost zcela zlikvidován, u křídlatky české je možná delší rezistence (Křivánek et al. 2004).

3.4.2 Netýkavky - *Impatiens* spp.

Rod *Impatiens* spp. je jedním z druhově nejbohatších rodů krytosemenných rostlin, čeledi *Balsaminaceae* zahrnující více než 1000 druhů, čímž se řadí mezi největší rody kvetoucích rostlin. Tento rod je distribuován po celé severní polokouli a tropickém pásmu. Ve střední Evropě se vyskytují tři druhy: netýkavka malokvětá (*I. parviflora* DC.) a netýkavka žláznatá (*I. glandulifera* Royle), které jsou obě invazivní a netýkavka nedůtklivá (*I. noli-tangere* L.), jenž je původní (Grey-Wilson 1980; Kubát et al. 2002; Janssens 2009).

Netýkavky rostou především ve vlhké půdě. Nároky zmíněných druhů na prostředí, se částečně překrývají, proto se mnohdy druhy vyskytují společně. Jestliže se *I. parviflora* a *I. noli-tangere* nacházejí v blízkosti *I. glandulifera*, může docházet k jejich omezení v růstu a produkci semen. Zejména produkce semen je pro netýkavky, jakožto jednoleté druhy, životně důležitá. *I. glandulifera* se od ostatních druhů liší především svojí výškou (1–3 m) a červenofialovými květy (Pyšek & Prach 1994; Skálová 2014).

3.4.2.1 Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera* Royle)

I. glandulifera (Obrázek č. 8) byla zavlečena do Evropy z Himalájí jako okrasná zahradní a medonosná rostlina, v první polovině 19. století (Beerling & Perrins 1993). Vyskytuje se převážně podél vodních toků velkých řek, kde vytváří husté porosty, a je schopna nahradit původní flóru v napadených lokalitách. Z pobřežních porostů se může šířit i do přilehlých světlých a vlhkých lesů, případně křovin (Perrins et al. 1990; Prach 2001). V České republice se nachází téměř po celém území (Obrázek č. 9), omezeně i na suchých zkulturnovaných půdách (Slavík et al. 1997).

Netýkavka žláznatá je nepůvodní druh naší květeny. Jedná se o jednoletou statnou bylinu, která dorůstá do výšky až 3 m a je tak nejvyšší jednoletou rostlinou v Evropě, což z ní dělá silného konkurenta pro ostatní druhy. Její lodyha s vysokým obsahem vody je dutá a tupě hranatá, šířka ve spodní části může být až 5 cm. Má značný počet adventivních kořenů, kterými je ukotvena v zemi. Listy jsou široce vejčité až kopinaté, převážně vstřícné nebo v trojčetných přeslenech. Květy se vyskytují v odstínech červenofialové, růžové a výjimečně i v bílé, vyrůstají v hroznech v úžlabí listů. Kvete v období od konce června až do prvních mrazů. Rozmnožuje se semeny, které klíčí na jaře dalšího roku, ale zakořenit mohou i polehlé lodyhy (Slavík et al. 1997; Prach 2001).

Jedna rostlina může vyprodukovat až 4000 semen, která mohou být vymrštěna 7 metrů od mateřské rostliny (Koenies & Glavac 1979). K šíření na velké vzdálenosti dochází prostřednictvím lidské činnosti, povodněmi a záplavami (Lhotská & Kopecký 1966; Pyšek & Prach 1994). V době povodní může bujný růst *I. glandulifera* bránit průtoku vody, což podstatně snižuje hydraulickou kapacitu koryta řeky a zhoršuje záplavy (Wade et al. 1994).

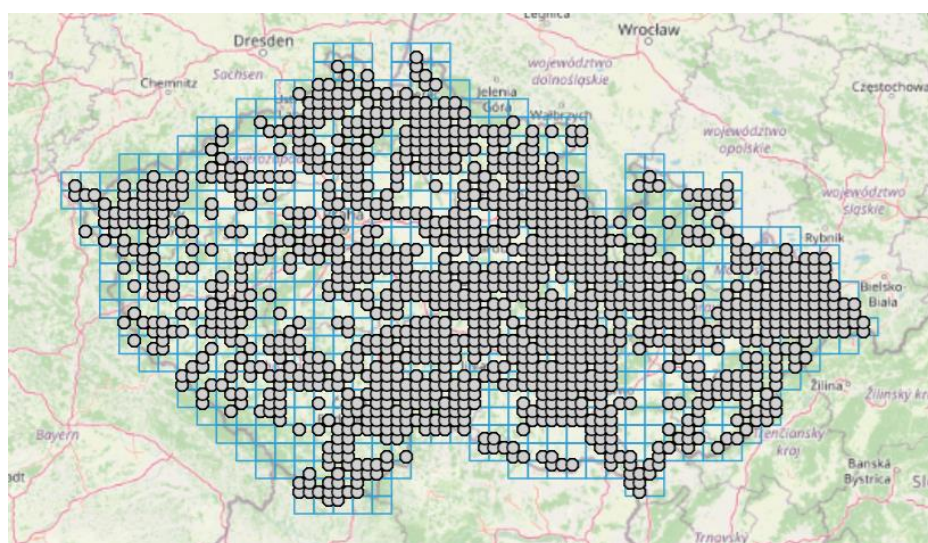
Netýkavka jako invazivní rostlina snižuje druhovou rozmanitost (Beerling & Perrins 1993; Wade et al. 1994). To platí zejména pro břehová stanoviště, kde jsou druhy nižšího vzrůstu náročné na světlo potlačeny stínováním z hustých porostů *I. glandulifera* (Gilbert 1989). Její výhonky jsou velmi citlivé na mráz, který může vést k omezení geografického rozšíření druhu.

Rychlá míra růstu sazenic a mladých rostlin ji však umožňuje přežít v konkurenčním prostředí (Koenies & Glavac 1979; Prach 1994). Její vegetační období je tedy ohraničeno, jako čas mezi prvním a posledním mrazem. Během tohoto časového intervalu je velmi zásadní, aby rostlina vykvetla a vytvořila semena. Počet dnů, kdy se teplota nedostane pod hraniční hodnotu, určuje trvání vegetačního období (Beerling 1993).

Mechanismus, který umožňuje *I. glandulifera* obstát v konkurenci s vytrvalými druhy, je vložení veškeré energie do růstu stonku a listové plochy. Díky tomu může získat dominanci nad vytrvalým druhem, který je naopak nucen investovat energii do podzemních orgánů, zajišťujících jeho přežívání (Kostečková 1996).



Obrázek č. 8: Netýkavka žláznatá (Zdroj: Veselý 2007).



Obrázek č. 9: Nález netýkavky žláznaté v České republice od r. 1896 (Zdroj: www.pladias.cz).

3.4.2.2 Alelopatická aktivita extraktů z druhů *Impatiens*

Zatímco obsah chemických sloučenin u *I. balsamina* je dobře znám, biologická aktivita fenolických sloučenin a jejich množství u *I. glandulifera*, *I. noli-tangere*, *I. parviflora* bylo studováno jen málo. V nadzemních částech *I. glandulifera*, *I. noli-tangere*, *I. parviflora* byly identifikovány naftochinony (Lobstein et al. 2001; Šerá et al. 2005), deriváty kvercetinu (glukosidy) a deriváty kyseliny kávové (Šerá et al. 2005). Vrchotová et al. (2011) se zabývali studií extraktů z výše uvedených druhů *Impatiens* na klíčivost semen *Leucosinapis alba* a *Brassica napus*, kdy se snažili prokázat jejich fyto-toxický (alelopatický) účinek.

Experiment byl proveden s devíti druhy extraktů z listů druhů *Impatiens*, s použitím rozpouštědel (voda, methanol, dichlormethan). Test klíčivosti semen byl proveden na skleněné Petriho misce, odkud se nechala odpařit rozpouštědla (methanol a dichlormethan) při laboratorní teplotě. Po odpaření rozpouštědel, byla aplikována destilovaná voda. Tímto způsobem byl vyloučen vliv methanolu a dichlormethanu na klíčení semen (Vrchotová et al. 2011).

Výsledky experimentu prokázaly silnou fyto-toxicitu látek přítomných v extraktech z netýkavek na klíčení semen *Leucosinapis alba* L. (hořčice bílá) a *Brassica napus* L. (řepka olejná). Při zkouškách s extrakty vody a methanolu z druhů *Impatiens* většina semen neklíčila. Hypokotyly byly měřitelné pouze v testu s vodným extraktem z *I. parviflora*. Oba extrakty potlačují klíčení semen, kvůli jejich vysokému obsahu toxických látek. Extrakty z listů druhů *Impatiens* obsahují hlavně flavonoidy a deriváty kyseliny kávové (Šerá et al. 2005). Při testu s dichlormethanovým extraktem vyklíčilo více než 70 % semen, ale délky hypokotylů byly několikrát kratší než u kontrolní zkoušky. Dichlormethanové extrakty obsahují nepolární, ve vodě špatně rozpustné nebo nerozpustné sloučeniny. Předpokládá se, že tato látka pronikla do semen jen v malém množství nebo koncentrace biologicky aktivních látek v dichlormethanových extraktech není dostatečná. Účinek extraktů na semena pro testování klíčení se liší. Je zřejmé, že semena *Leucosinapis alba* jsou citlivější než semena *Brassica napus*. Důležitý fyto-toxický účinek na klíčení, růst kořenů a hypokotylů v sazenicích *Leucosinapis alba* měl faktor rozpustnosti. Významný inhibiční účinek na klíčení a růst semen *Brassica napus* byl pozorován při interakci rozpouštědla a zvoleného druhu rostliny. Nejdůležitější faktor rozpouštědla pro růst a klíčivost obou druhů semen byl pozorován v methanolu. Nejvyšší inhibiční účinek ze všech testovaných druhů *Impatiens*, na oba testované druhy semen, byl pozorován u *I. glandulifera*. Podobné testy na semenech *Leucosinapis alba* byly provedeny i na extraktech z *Reynoutria* spp. (Šerá et al. 2008; Vrchotová & Šerá 2008). Porovnání výsledků prokázalo, že extrakty z *Impatiens* jsou mnohem toxičtější.

3.4.2.3 Lékařské využití netýkavek

Léčivé rostliny hrají důležitou roli při boji proti různým mikrobiálním infekcím, protože dlouhodobá léčba syntetickými látkami může způsobovat rezistenci původců těchto onemocnění (Nisar et al. 2010). *I. parviflora* je stejně jako ostatní druhy *Impatiens* chápána v tradiční medicíně jako druh prospěšný pro zdraví. Léčily se ní bradavice a také se používala

jako hemostatikum (Pavela et al. 2009; Zaurov et al. 2013). Nedávno provedené studie potvrdily její antioxidační, antimikrobiální, alelopatický a insekticidní potenciál (Pavela et al. 2009; Grabowska et al. 2016; Szewczyk et al. 2016).

Kořeny a listy *I. glandulifera* se rozdrtí, a poté se přikládají na čelo, nohy a ruce, kde poskytují chladivý účinek. Z listů dá také vytvořit odvar, který pomáhá od psychického napětí a uvolňuje stres (Kumar et al. 2009). *I. balsamina* je využívána při mechanicky způsobených poranění, skrofulóze, úplavici, karbunklech, bolesti v oblasti šíje a krční páteře (Kang & Moon 1992; Sakunphueak & Panichayupakaranant 2012). K léčbě modřin, kloubního revmatismu a beriberi se využívají nadzemní části *I. balsamina*, kdy květy mohou léčit lumbag, opařeniny a popáleniny, zatímco šťáva z okvětních lístků se aplikuje na kůži ke zmírnění dermatidy a kopřivky (Ishiguro et al. 1992; Ghani 1998).

Wang et al. (2011) ve svém výzkumu testovali sloučeninu 2-methoxy-1,4-naftochinon (MeONQ) získanou z *I. balsamina* v souvislosti s rezistencí *Helicobacter pylori* (Marshall et al., 1985) na antibiotika. Infekce způsobená *H. pylori* je příčinou rakoviny žaludku a vředového onemocnění (Chey et al. 2017). Plné odstranění *H. pylori* je čím dál tím více obtížnějším procesem, protože míra jeho rezistence se stále zvyšuje. MeONQ je nejúčinnější baktericidní přírodní sloučenina proti rezistenci *H. pylori*, která byla dosud popsána (Wang et al. 2011).

3.4.2.4 Vliv *Impatiens glandulifera* na rozmanitost půdních hub a bakteriální společenství

Bardgett & Van Der Putten (2014) zdůraznili důležitost role rozmanitosti podzemních komunit pro utváření nadzemní rozmanitosti, a že složení podzemního společenství může být pro fungování ekosystému důležitější než jeho druhová rozmanitost. Vyskytuje se stále více důkazů, že invazivní rostliny mohou ovlivňovat druhovou bohatost a složení společenstev půdních hub (Callaway et al. 2004; Wolfe & Klironomos 2005; Rodríguez-Echeverría & Traveset 2015), a také narušují symbiotické asociace mezi půdními houbami a hostitelskými rostlinami (Ruckli et al. 2016). Hawkes et al. (2006) poukázali na to, že změna společenství mykorhizních hub může být také účinným mechanismem, jehož prostřednictvím mohou útočící rostliny ovlivnit funkce ekosystému.

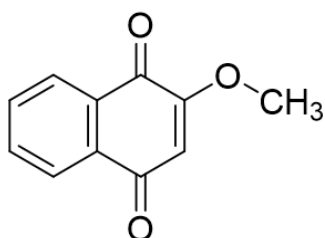
Půdní houby lze klasifikovat jako saprofytické, endofytické nebo patogenní (Danielsen et al. 2012; Dighton 2016). Půdní houby jsou klíčovou složkou podzemních společenstev a jsou zapojeny do různých mikrobiologických a ekologických procesů ovlivňujících úrodnost půdy, rozklad, cyklování minerálů a organických látek (Ito & Reshi 2013). Mezi nimi představují mykorhizní houby, které tvoří vzájemnou symbiózu mezi půdními houbami a rostlinami, hlavní část půdních hub z hlediska biomasy (Nehls 2008) a hrají zásadní roli při zakládání, přežití a růstu cévnatých rostlin včetně stromů a pro regeneraci lesů (Courty et al. 2010; Simard et al. 2012).

Mimo jiné mohou nepůvodní druhy rostlin také měnit aktivitu a strukturu půdních bakteriálních společenstev (Kourtev et al. 2002; Lorenzo et al. 2013; Qin et al. 2014). Sníženou bakteriální aktivitu zaznamenanou v oblastech napadených *I. glandulifera*,

lze vysvětlit možným negativním vlivem naftochinonů na půdní bakterie, protože rostlinné alelopatické sloučeniny často ovlivňují půdní mikrobiální společenství, včetně půdních bakterií (Cipollini et al. 2012). Půdní houby spolu s půdními bakteriemi hrají klíčovou roli v toku energie, koloběhu živin a obratu organických látek v ekosystémech (Bauhus & Khanna 1999). Vzhledem k tomu, že jsou bakterie velmi citlivé na změny v prostředí, může jejich adaptace na patřičné změny vést k předcházení a odražení změn v celém ekosystému (Stefanowicz 2006).

I. glandulifera v posledních desetiletích napadá stále více listnatých a jehličnatých lesů (Nobis 2008; Wagner et al. 2017). V listnatých lesích mění půdní vlastnosti (Ruckli et al. 2013, 2014a; Rusterholz et al. 2014), společenství plžů (Ruckli et al. 2013) a společenstva půdních bezobratlých (Tanner et al. 2013; Rusterholz et al. 2014). Kromě toho tato invazivní rostlina snižuje druhovou bohatost a mění složení půdní semenné banky (Rusterholz et al. 2017). Kořeny a listy *I. glandulifera* obsahují sloučeninu 2-methoxy-1,4-naftochinon (Obrázek č. 10), která se uvolňuje do půdy a má silné inhibiční účinky na růst mykorhizních hub a na klíčení řady původních bylin (Ruckli et al. 2014b). Dále lesy napadené *I. glandulifera* vykazují sníženou mykorhizní kolonizaci kořenů, a tím snížené přežití stromů (Tanner & Gange 2013; Ruckli et al. 2014a, 2016; Pattison et al. 2016).

Další polní experimenty prokázaly, že *I. glandulifera* může účinně změnit vlastnosti půdy, například zvýšení vlhkosti půdy a pH půdy v napadených oblastech. Vliv půdní vlhkosti a pH půdy na společenstva rostlin, hub a bakterií lze tedy považovat za nepřímý účinek invaze *I. glandulifera* (Ruckli et al. 2013, 2014a).



Obrázek č. 10: Struktura 2-methoxy-1,4-naftochinonu (Zdroj: Ong et al. 2015).

3.4.2.5 Vliv *Impatiens glandulifera* na opylování rostlin

Invazivní rostliny mohou vytlačit původní druhy prostřednictvím soutěže o živiny, vodu, světlo a prostor. Také mohou vyvíjet nepřímý tlak tím, že budou soutěžit o opylovače. Příkladem tohoto je právě *I. glandulifera* – tento agresivní útočník láká včelí opylovače pryč od květů původních rostlin (Chittka & Schürkens 2001).

Invazivní druhy rostlin obvykle disponují květy, které jsou pro opylovače velmi atraktivní a nápadné. Produkují velké množství nektaru a pylu (Ghazoul 2002; Traveset & Richardson 2006). Na systémy opylování lze nahlížet jako na biologické trhy, na nichž si opylovači vybírají mezi „produkty“ (druhy květin) na základě jejich kvality (např. množství cukru v nektaru) rostliny soutěží o „zákazníky“ (opylovače) (Waser & Price 1983; Campbell & Motten 1985; Schürkens & Chittka 2001).

Pokud dojde ke ztrátě opylovače, nastává velký problém, protože opylování je potřebné pro reprodukci a zachování genetické rozmanitosti (Steffan-Dewenter et al. 2005). Přítomnost *I. glandulifera* může mít silný dopad na sítě opylovačů rostlin zvýšením nebo snížením relativního množství druhů opylovačů (Thijs et al. 2012). Různé studie ukázaly, že početnost čmeláků (včetně *Bombus pascuorum* (Scopoli, 1763)) je pozitivně spojena s invazí *I. glandulifera*. Čmeláci začnou navštěvovat původní rostliny více, pokud se v jejich blízkosti nachází hojný porost *I. glandulifera*. Zatímco mnoho druhů včel naopak v přítomnosti invazivní *I. glandulifera* omezuje návštěvu původních rostlin (Lopezaraiza-Mikel et al. 2007, Nienhuis et al. 2009; Cawoy et al. 2012). O invazivních rostlinách se často říká, že jsou důvodem úbytku včel, avšak jejich dopad na včelí populaci stále zůstává nejasný, protože jednotlivé druhy reagují velmi rozdílně (Drossart et al. 2017).

3.4.2.6 Likvidace netýkavek

Pro omezení rozšiřování netýkavek je nezbytně nutné omezit jejich záměrné pěstování jako okrasných rostlin, především v klimaticky vlhkých oblastech. Jelikož se velmi dobře šíří vodou, je potřeba s likvidací začínat na horním toku a pokračovat po celém povodí. Důležité je porost vždy zlikvidovat celý (Křivánek et al. 2004; Pergl et al. 2016a).

Na likvidaci netýkavek je vhodné použít mechanické vytrhávání rostlin, protože kořenový systém jednoletých netýkavek je mělký a jednoduchý. Vytrhávání rostlin by mělo probíhat před rozkvetem nebo na začátku květu (červen až začátek srpna). Při provedení zásahu po odkvětu, semena dozrávají a dochází k obnovení zásoby semen v půdě a dalšímu šíření. Vytržené rostliny se minimálně jednou či dvakrát zalomí, aby bylo zabráněno případné regeneraci a tvorbě adventivních kořenů z kolének. Jako prevenci regenerace lze pokládat vytržené rostliny na okolní vyšší vegetaci. Tento proces je značně dlouhodobý, někdy může úplná likvidace trvat až 7 let, ale již po druhé sezóně nastává pokles množství jedinců asi na 20 % původního množství. Je nutná kontrola ošetřených ploch v průběhu sezóny v intervalu 7–14 dní a případná likvidace vzcházejících rostlin (Křivánek et al. 2004; Pergl et al. 2016a).

3.4.3 Bělotrny – *Echinops* spp.

Rod *Echinops* spp. patří do čeledi *Asteraceae* – hvězdnicovité. *Asteraceae* zahrnuje asi 130 druhů bělotrnu, je to monofyletický taxon rozšířen po celé Zemi, kromě Antarktidy (Funk et al. 2005; Bitew & Hymete 2019). Značné množství členů tohoto rodu se tradičně používá k léčbě různých nemocí, jak je uvedeno dále. Někteří zástupci jsou zkoumáni pro jejich biologickou aktivitu a obsah fytochemikálií (Maurya et al. 2015; Bouzabata et al. 2018).

Kromě tradičního lékařského využití si rostliny našly využití díky svým obsahovým látkám. Například *E. giganteus* A. Rich. obsahuje železo, fenoly, vitamín C, E, karotenoidy a také další živiny (Abdou Bouba et al. 2012). V Íránu se strobuly *E. viscidulus* Mozaff. konzumují jako zelenina (Ghasemi Pirbalouti et al. 2013). V Maroku a Kamerunu se kořeny *E. giganteus* a *E. spinosus* L. používají jako koření (Pavela et al. 2016; Tbatou et al. 2016). Není sice úplně běžným postupem, že se při léčbě rakoviny používá rod *Echinops*, avšak kvůli cytotoxické aktivitě jednotlivých druhů, byly některé druhy zkoumány právě i pro toto využití. Methanolový extrakt z *E. kotschyi* Boiss. (Afshaki et al. 2012) a éterické oleje získané z *E. kebericho* Mesfin, vykazovaly dokonce cytotoxickou aktivitu proti buněčné linii lidské monocytické leukémie (Tariku et al. 2011).

3.4.3.1 Bělotrn kulatohlavý (*Echinops sphaerocephalus* L.)

E. sphaerocephalus L. pochází pravděpodobně ze stepních oblastí jižní Evropy, dále se jeho areál výskytu rozšířil přes podhůří Kavkazu až na jižní Sibiř (Meusel & Jäger 1992).

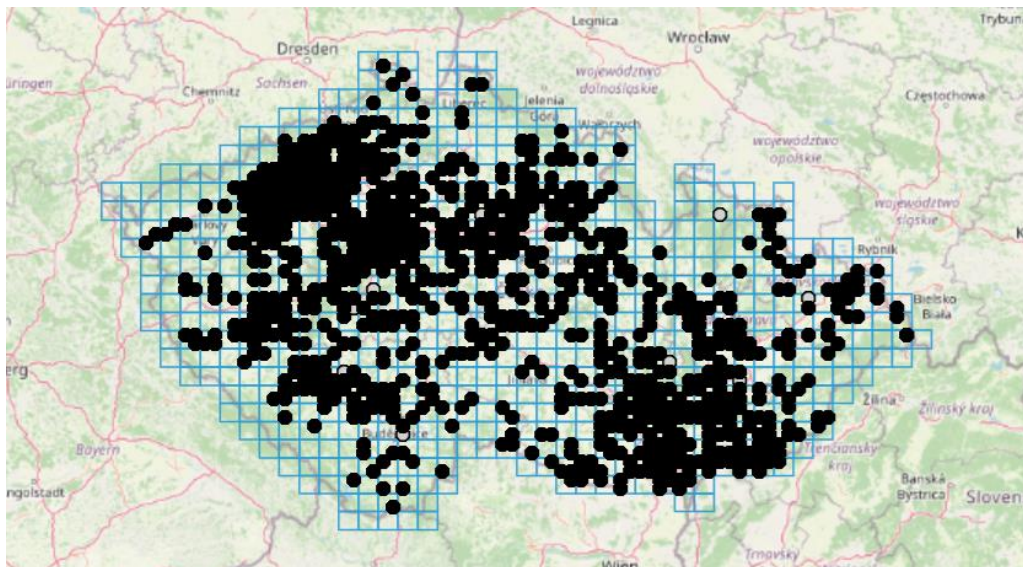
Bělotrn (Obrázek č. 11) svým vzhledem připomíná bodlák. Je to vytrvalá, víceletá bylina, dorůstající do výšky 60–260 cm. Lodyha je tuhá, přímá, jednoduchá nebo v horní polovině větvená. Listy přízemní růžice jsou řapíkaté, někdy dosahují délky až 70 cm, jejich čepel je v obrysu eliptická až kopinatá. Dolní lodyžní listy jsou také řapíkaté s ostnitými úkrojky, na líci mají barvu sytě zelenou a na rubu jsou bělavé až šedavé. Střední a horní listy jsou přisedlé až poloobjímavé. Na konci lodyh tvoří jednotlivé květy typické kulaté strobuly o průměru 5–8 cm. Květy se zbarvují do šeda nebo ocelově modra, nápadně u nich vyniká dvouramenná blizna a šedivé prašníky. Včelami jsou květy bělotrnu hojně vyhledávány, protože obsahují velké množství pylu a nektaru. Pylová zrna jsou trojhranná, velká a protáhlá se třemi otvory a silnou exinou. Kvete od července do srpna. Nejlépe se rozmnožuje semeny, ale také dělením kořenových trsů. Semena dorůstají velikosti 5–8 mm, jsou to hedvábně šedě chlupaté nažky (Slavík 2004; Haragsim 2007).

Bělotrn se vyskytuje se na suchých, slunných a narušených stanovištích podél silnic a železnic, kde se také nejčastěji šíří. Často se nachází v teplých nížinách a je rozptýlený ve středních nadmořských výškách, jen zřídka přesahuje 600 m n.m, obývá i středně vlhká místa, jako jsou travnaté svahy, opuštěné louky a pole (Kaplan et al. 2019).

V České republice (Obrázek č. 12) byl *E. sphaerocephalus* pěstován jako okrasná rostlina, od počátku 19. století se rozšířil a je klasifikován jako invazivní nováček (Pyšek et al. 2012).



Obrázek č. 11: Bělotrn kulatohlavý (Zdroj: Veselý 2007).



Obrázek č. 12: Nálezy bělotrnu kulatohlavého v České republice od r. 1871 (Zdroj: www.pladias.cz).

3.4.3.2 Lékařské využití bělotrnů

Užívání léčivých přípravků na rostlinné bázi se globálně ohromně zvyšuje, své uplatnění v léčitelství si nachází i jedinci rodu *Echinops* (Welz et al. 2018). Tradičně se používají v etiopské medicíně kořeny a hlavy květů několika druhů *Echinops* k léčbě migrény, průjmu, srdečním bolestem, různým formám infekcí nebo při napadení střevními červy. Dále se používají v kamerunské a čínské lidové medicíně při léčbě hemoroidů a poruch souvisejících s reprodukčním systémem, aby se urychlil proces porodu, stimulaci sekrece mléka, uklidnění

bolesti žaludku nebo snížení astmatického záchvatu (Menut et al. 1997; Hymete et al. 2005; Jin et al. 2008).

Tariku et al. (2011) provedli výzkum, zaměřený na vliv esenciálních olejů z *E. kebericho* proti dvěma kmenům rodu *Leishmania* (*L. aethiopica* Bray, Ashford and Bray, 1973 a *L. donovani* (Laveran & Mesnil, 1903)). Leishmanióza je infekční onemocnění vyvolané parazitárními prvky, kteří jsou přenášeny na savčího hostitele kousnutím infikované písečné mušky (Kapil et al. 2018). Oleje získané z čerstvých listů *E. kebericho* prokázaly silný účinek proti oběma kmenům *Leishmania* (Tariku et al. 2011). Rovněž etnobotanické průzkumy dokládají dlouholeté tradiční užívání *E. kebericho* k léčbě duševních chorob, plicní tuberkulóze, malomocenství, chorob ledvin, malárie a amébové úplavici (Teklehaymanot & Giday 2007).

3.4.3.3 *Echinops* jako potencionální olejnata rostlina

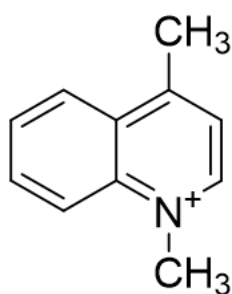
Genetické inženýrství olejin nese velká očekávání ohledně výroby olejů a lipidů (Napier 2006, 2007), ale obtíží a nevýhod s ním spojených je mnoho, včetně veřejného odmítání transgenních rostlin (Murphy 1999). Na druhé straně, rostlinné oleje a tuky zaznamenávají prudký nárůst zájmu jako obnovitelné zdroje energie, pro potravinářské účely a jako stavební prvky v chemické syntéze (Metzger & Bornscheuer 2006). Horn et al. (2008) diskutovali dřívější práce, které zjistily, že vedle *E. sphaerocephalus* se v Evropě nacházejí další tři druhy rodu *Echinops*: *E. exaltatus* Schrad., *E. banaticus* Rochel ex Schrad. a *E. ritro* L. *E. sphaerocephalus* byl doporučen ke kultivaci kvůli hektarovému výnosu 600–900 kg oleje ze semen a další bohaté sklizni medu během kvetení. Pěstování druhů *Echinops* ve velkém však v Evropě nebylo nikdy praktikováno. Schroedera & Luckner (1966, 1968) uvedli, že semena několika druhů *Echinops* obsahují chinolinový alkaloid echinorin (Obrázek č. 13) a jeho degradační produkt sechinopsin a echinopsidin (Obrázek č. 14). *Echinops* alkaloidy se vyznačují velmi hořkou chutí, odrazují tak hmyz a savce před konzumací jejich semen, které jsou bohaté na olej a bílkoviny. Semena *E. sphaerocephalus* nejsou známa pro žádné tradiční ani současné použití jako potraviny, krmiva nebo plodiny. Při kultivaci rostliny *E. sphaerocephalus*, dochází k intenzivnímu růstu. Semena se mohou sklízet kombajnem, i když ztráty jsou v porovnání s ručním sběrem značné (Horn et al. 2008).

Pro srovnání obsahu oleje a hektarového výnosu byl sklizen *E. sphaerocephalus* a další dva evropské druhy *Echinops*. Semena *E. exaltatus* byla větší a obsahovala více bílkovin, ale méně oleje než ta z *E. sphaerocephalus*. *E. banaticus* sice měl semena obsahující olej, ale rostliny rostly méně hustě a výtěžek na hektar byl podstatně nižší než u *E. sphaerocephalus*. Tyto dva druhy bělotrnu byly považovány za méně vhodné pro kultivaci. Obecné charakteristiky oleje byly stanoveny použitím lisovaného oleje. Jeho celkový obsah byl zjištěn extrakcí oleje z mletých semen pomocí petroletheru a stanoven gravimetricky (Matthaeus & Bruehl 2001). Po odpaření rozpouštědla byl extrakt vysušen při 103 °C, aby se odstranilo zbytkové rozpouštědlo, dokud nebyla získána konstantní hmotnost látky. Obsah vody ve zralých semenech se pohyboval mezi 5–10 %. Pentosany (5–6 %) byly přítomny většinou v nerozpustné formě, zejména jako součást hemicelulózy. Arabinóza, glukóza a manóza byly

hlavními monosacharidy v hemicelulózní sacharidové frakci. U proteinu *E. sphaerocephalus* a *E. exaltus* bylo analyzováno relativní složení aminokyselin. Aminokyselinový vzorec proteinové frakce byl podobný proteinu slunečnice (*Helianthus annuus* L.) (Sarrazin et al. 2003; Rao et al. 2006). Celkový obsah chinolinových alkaloidů se mezi zmíněnými druhy nevýznamně lišil a byl nalezen v koncentracích menších než 2 %. Lisované oleje byly světle žluté, čiré, s nízkou viskozitou a neutrální chutí, což naznačuje, že hořké alkaloidy nebyly v oleji během lisování rozpuštěny. S ohledem na strukturu a rozpustnost chinolinových alkaloidů ve vodě bylo toto rozdělení očekáváno (Horn et al. 2008).

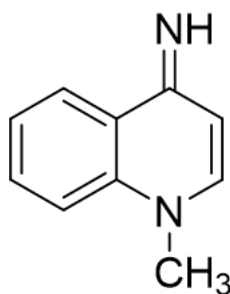
Vlastnosti oleje *E. sphaerocephalus* jsou srovnatelné s vlastnostmi jiných rostlinných olejů, např. sojovým olejem nebo olejem z pšeničných klíčků. Z celkového obsahu mastných kyselin činí až 83 % kyselina linolová. Struktura oleje a obsah tokoferolu u *E. sphaerocephalus* má srovnatelnou koncentraci jako má světlicový a slunečnicový olej. Z kvantitativního hlediska, lze při pěstování *E. sphaerocephalus* lze značné množství oleje. Maximální výnosy z dvouleté kultury činily 1350 kg oleje na hektar. Šlechtění kultivarů *E. sphaerocephalus* do střední výšky bylo zaměřeno na variety s konstantně vysokým výnosem, které umožňují snadnou kombinovanou sklizeň a využívání po několik let (Coors 1993; Horn et al. 2008).

Známé je také využití oleje z *E. sphaerocephalus* v kosmetickém průmyslu, který se díky svému vysokému obsahu kyseliny linolové používá pro speciální kosmetické účely (Ando et al. 1998). Vysoký obsah α -tokoferolu v *E. sphaerocephalus* může představovat alternativní přírodní zdroj vitamínu E. Při lisování oleje vzniká peleta, která se používá k výrobě extraktu chinolinového alkaloidu. Ten je málo toxický a kvůli jeho hořké chuti se využívá jako repelent proti hlodavcům, jelenům a spárkaté zvěři krmící se stromky a keři v lesních školkách (Horn et al. 2008).



Obrázek č. 13: Struktura echinorinu

(Zdroj: Horn et al. 2008).



Obrázek č. 14: Struktura echinopsidinu

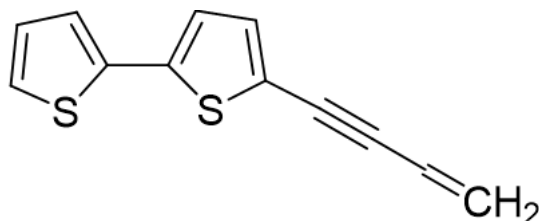
(Zdroj: Horn et al. 2008).

3.4.3.4 Obsahové látky bělotrnů

Členové rodu *Echinops* obsahují thiofeny a terpeny, byly u nich také nalezeny flavonoidy a další fenolové sloučeniny, výše zmíněné alkaloidy, lipidy nebo fenylypropanoidy. Uvádí se, že tyto látky mají různou biologickou aktivitu. Hlavním zdrojem thiofenů je kořen, zatímco většina terpenů a flavonoidů byla izolována z nadzemních částí. Thiofeny byly detekovány v éterických olejích získaných právě z těchto rostlin, přičemž tyto oleje se nacházejí ve všech morfologických částech rostlin, např. 5-(3-buten-1-ynyl)-2,2'-bithienyl

(Obrázek č. 15) byl nalezen v éterických olejích získaných z kořenů *E. sphaerocephalus* (Bitew & Hymete 2019).

Nejčastějšími sekundárními metabolity u čeledi *Asteraceae* i u rodu *Echinops* jsou seskviterpenové laktony. Tyto sloučeniny jsou nezbytné pro zdravý růst rostlin, poskytují jí obranu proti bakteriím, hmyzu a houbám. Pokud dochází ke změně růstu blízkých rostlin, mohou varovat ostatní jedince stejného druhu před potenciálním stresem a to tak, že zabrání růstu konkurentů pomocí alelopatických látek, a tím tak zvýší svoji reprodukční úspěšnost (Chadwick et al. 2013).



Obrázek č. 15: Struktura thiofenu (Zdroj: Weidenhamer et al. 2019).

3.4.3.5 Bělotrn kulatohlavý a arbuskulární mykorhizní houby

Většina studií věnující se základním mechanismům invazí se zaměřuje především na nadzemní procesy, avšak stále nově vznikající důkazy naznačují, že invaze rostlin mohou být regulovány právě půdními organismy, jak bylo zmíněno i u netýkavek (Callaway et al. 2004; Dickie et al. 2017). Řezáčová et al. (2020) provedli skleníkový experiment zkoumající, jak arbuskulární mykorhizní houby (AM) ovlivňují interakce mezi *E. sphaerocephalus* a *Inula conyzae* (Griess.) DC. AM houby hrají důležitou roli jako funkční skupina půdní bioty. Vytvářejí symbiotické sdružení téměř se všemi suchozemskými rostlinami, včetně některých škodlivých invazivních druhů. Mnoho druhů rostlin je závislých na této symbióze z hlediska jejich růstu a přežití. Zásobují své hostitele živinami (zejména dusíkem a fosforem) a slouží jako ochrana před rostlinnými patogeny (Newsham et al. 1995; Vigo 2000; Heijden et al. 2015).

Z této práce vyplynuly dvě hlavní hypotézy, vysvětlující úlohu mykorhizních hub v invazi rostlin. „The degraded mutualism hypothesis“ (Vogelsang & Bever 2009) vychází z předpokladu, že invazivní rostliny buď nevytvářejí symbiózu s AM houbami nebo jsou špatně kolonizovány a mají tak z AM hub menší užitek než rostliny původní. Mykorhizní symbióza původní *I. conyzae* byla silně ovlivněna invazivním *E. sphaerocephalus*, došlo ke snížení její schopnosti konkurence, hojnosti a biotické odolnosti (Bunn et al. 2015; Pakpour & Klironomos 2015). „The enhanced mutualist hypothesis“ (Reinhart & Callaway 2006) naznačuje, že symbióza přináší invazivní rostlině větší užitek než původní, čímž mění původní společenstva AM hub. A zároveň dochází ke zvýšení konkurenční schopnosti u invazivních rostlin (Shah et al. 2009; Broadbent et al. 2018). Tudiž mohou invazivní druhy parazitovat na místních arbuskulárních mykorhizních sítích (CMN), což jim přináší velkou výhodu. CMN tak začnou přednostně přinášet minerální živiny, především dusík a fosfor invazivním rostlinám a původní druhy jsou o tento přínos ochuzeny. Napadení CMN tak může být zásadní pro pochopení úspěchu invaze (Awaydul et al. 2019; Řezáčková et al. 2020).

Mechanismy vzájemné degradace mohou být zprostředkovány uvolňováním alelopatických látek invazivní rostlinou. Je možné, že produkce alelopatických látek *E. sphaerocephalus* snížila mykorrhizní kolonizaci u *I. conyzae*. Pravděpodobně dochází ke snížení hojnosti AM hub v kořenech *I. conyzae* v přítomnosti *E. sphaerocephalus*, kolonizované kořeny odumřely a nově vznikající nebyly schopny vytvářet asociace s houbovou symbiózou. To se odrazilo na tvorbě biomasy původní rostliny, která výrazně poklesla v přítomnosti invazivního druhu. Výsledky tohoto experimentu potvrdily, že AM houby představují důležitý mechanismus invaze rostlin pro *E. sphaerocephalus* v polopřirozených evropských travních porostech (Řezáčková et al. 2020).

3.4.3.6 Likvidace bělotrnů

Bělotrn kulatohlavý není vzhledem k jeho nízké konkurenční schopnosti příliš nebezpečný, přesto je nutné jeho výskyt a případné šíření sledovat, zejména na lučních a stepních lokalitách. Bělotrny se dají likvidovat pomocí mechanické metody. Vytrhávání/vyrývání jsou účinné pouze v případě malých populací, kdy lze celé bělotrny vyrýt nebo vytrhnout. Dalším mechanickým postupem je kosení, jehož relativní efektivnost je před dozráním semene. Pastva je poslední mechanickou metodou, která se pro likvidaci bělotrnů používá, a to zejména na jaře, kdy rostliny ještě nemají listy a její účinnost je tak velmi vysoká. Chemická metoda je u bělotrnů sice možná, ale nepoužívá se, zatímco biologická metoda našla své uplatnění. Bělotrn má totiž své přirozené nepřátele, a to plošnici klopušku bělotrnovou (*Macrolophus glaucescens* Fieber, 1858) a sítnatku bělotrnovou (*Elasmotropis testacea* (Herrich-Schäffer, 1830)), které byly pravděpodobně zavlečeny společně s tímto druhem z místa primárního areálu a napomáhají tak při jeho likvidaci (Švehláková et al. 2019).

4 Závěr

Z nastudované literatury vyplynulo, že invazivní druhy rostlin jsou běžně přítomny v různých typech krajiny téměř po celém světě. Jsou charakteristické tím, že byly na dané stanoviště zavlečeny člověkem, z čehož plyne, že jsou pro dané stanoviště nepůvodní. Rešerše dostupné literatury přinesla poznání, že invazivní rostliny působí různými faktory na nejenom okolní flóru, ale i faunu a mikroorganismy žijící v půdě. Obecně se za jejich negativní faktory dá považovat snižování biodiverzity díky jejich invazním procesům vedoucím až k rozsáhlým ekologickým škodám. Další z těchto faktorů jsou možné dopady na ekonomiku (znehodnocování pastvin, zvýšení rizika záplav, či náklady na jejich odstraňování), vznik hybridů a kříženců, nadměrné obohacování půdy živinami, či vylučování specifických látek do okolí podílejících se především na jejich alelopatických vlastnostech, které zvyšují jejich konkurenční schopnosti. Příkladem tak mohou být právě křídlatky, které dokáží díky alelopatickým vlastnostem produkováných látek ovlivnit růst rostlin, které se vyskytují v jejich blízkosti. Těmito metabolity jsou antrachinony emodin a physcion, jenž se nacházejí v jejich kořenech a oddencích. U netýkavky byla nalezena sloučenina 2-methoxy-1,4-naftochinon, která se uvolňuje do půdy a má silné inhibiční účinky na růst mykorhizních hub a na klíčení řady původních bylin. U posledního druhu – bělotrny, bylo prokázáno, že produkce alelopatických látek je příčinou snížení tvorby biomasy u rostliny *I. conyzae*, avšak zatím nebyl objeven přesný druh metabolitu, který je za alelopatické působení bělotrny odpovědný.

Kromě negativního vlivu na rostliny mohou být některé z těchto rostlin jedovaté nebo jinak škodlivé i pro živočichy, včetně člověka. Na druhou stranu mohou mít tyto rostliny i účinky pro lidi využitelné. Například křídlatky, které se vyskytují především na pobřežích, ale i na jiných stanovištích v blízkosti člověka, vykazují antipyretické a analgetické účinky, nebo poskytují ochranu proti žaludečním vředům ze stresu. Tradiční čínská medicína jejich různé části využívá jako projímadla, při léčbě kašle nebo popálenin. Další využití nalézají křídlatky jako ekologické palivo, papír, izolační materiály, nebo jako přírodní ochranný přípravek proti padlí. Nejlepší metodou jejich likvidace se ukazuje chemická aplikace herbicidu na list.

Oproti tomu netýkavky, vyskytující se na celé severní polokouli a v tropickém pásu, sehrávají důležitou roli při boji s mikrobiálními infekcemi, ale disponují i insekticidním potenciálem. Jejich šťáva může být aplikována na kůži ke zmírnění dermatitidy či kopřivky. Ideální metodou likvidace je jejich mechanické vytrhávání.

V neposlední řadě se práce zaměřila na bělotrny, vyskytující se téměř po celém světě, které se používají v různých tradičních medicínách k léčbě migrény, nebo zmírnění astmatického záchvatu. Potenciál ale bělotrny mají i ve využití jejich olejnatých semen. Při jejich likvidaci se osvědčily nejvíce mechanické metody.

Tato práce přináší současný pohled na problematiku invazivních rostlin a některé nové poznatky ohledně obsahových látek a jejich alelopatického působení. S ohledem na to, že invazivní rostliny se stávají globální záležitostí, dle mého názoru je tento problém velmi aktuální a bude ho třeba řešit i nadále. Tato práce tak přinesla mnoho informací a další možnost pro budoucí výzkum v této oblasti, který by mohl pomoci s omezením jejich šíření.

5 Literatura

- Abdou Bouba A, Njintang Yanou N, Foyet H, Scher J, Montet D, Mbofung CM. 2012. Proximate composition, mineral and vitamin content of some wild plants used as spices in Cameroon. *Food and Nutrition Sciences* **3**: 423–432.
- Abhilasha D, Quintana N, Vivanco J, Joshi J. 2008. Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* s.l. restrain the native European flora? *Journal of Ecology* **96**: 993–1001.
- Afshaki S, Jafari A, Javidnia K, Firuzi O. 2012. Antioxidant and cytotoxic activities of four plant extracts from dena region of Iran. *Research in Pharmaceutical Sciences* **7**: 853.
- Aguilera AG, Alpert P, Dukes JS, Harrington R. 2010. Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions* **12**(5): 1243–1252.
- Ando H, Ryu A, Hashimoto A, Oka M, Ichihashi M. 1998. Linoleic acid and alpha-linolenic acid lightens ultraviolet-induced hyperpigmentation of the skin. *Arch Dermatol Res* **290**: 375–381.
- Awaydul A, Zhu W, Yuan Y, Xiao J, Hu H, Chen X, Koide RT, Cheng L. 2019. Common mycorrhizal networks influence the distribution of mineral nutrients between an invasive plant, *Solidago canadensis*, and a native plant, *Kummerowa striata*. *Micorrhiza* **29**: 29–38.
- Bae K. 1999. *The Medicinal Plants of Korea*. Kyo-Hak Publishing Co., Seoul.
- Bailey JP, Conolly AP. 2000. Prize-winners to pariahs—a history of Japanese Knotweed s. l. (*Polygonaceae*) in the British Isles. *Watsonia* **23**: 93–110.
- Bailey JP, Child LE, Wade M. 1995. Assessment of the genetics variation of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia ×bohemica*. Pages 141–150 in Pyšek P, Prach K, Rejmánek M, Wade M. editors. *Plant invasions: General aspects and special problems*. SPB Academic Publ., Amsterdam.
- Bailey JP, Stace CA. 1992. Chromosome number, morphology, pairing, and DNA values of species and hybrids in the genus *Fallopia* (*Polygonaceae*). *Plant Systematics and Evolution* **180**: 29–52.
- Bardgett RD, van der Putten WH. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* **515**: 505–511.
- Barney JN, Tharayil N, DiTommaso A, Bhowmik PC. 2006. The biology of invasive alien plants in Canada. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. *Canadian Journal of Plant Science* **86**: 887–905.
- Barral V. 1994. *Biologie et biogéographie de Polygonum cuspidatum*. Mémoire de Maîtrise, Grenoble.

- Bauhus J, Khanna PK. 1999. The significance of microbial biomass in forest soils. Pages 77–110 in Rastin N, Bauhus J, editors. Going underground – Ecological Studies in Forest Soils. Research Signpost, Trivandrum, India.
- Beerling DJ, Perrins JM. 1993. Biological flora of British Isles: *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). *Journal of Ecology* **81**: 367–382.
- Beerling DJ. 1993. The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography* **20**: 45–53.
- Berchová-Bímová K, Kadlecová M, Vojík M, Vardarman J. 2019. Hodnocení efektivity likvidace invazních druhů rostlin. Katedra aplikované ekologie, Fakulta životního prostředí. Česká zemědělská univerzita Praha.
- Bímová K, Mandák B, Pyšek P. 2003. Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (*Polygonaceae*). *Plant Ecol.* **166**: 1–11.
- Bitew H, Hymete A. 2019. The Genus *Echinops*: Phytochemistry and biologic activities: A review. *Frontiers in Pharmacology* **10**: 1234.
- Blum U. 1996. Allelopathic Interactions Involving Phenolic Acids. *Journal of Nematology* **28**(3): 259–267.
- Bouzabata A, Mahomoodally F, Tuberoso C. 2018. Ethnopharmacognosy of *Echinops spinosus* L. in North Africa: a mini review. *Journal of Complementary medicine research* **8**: 40–52.
- Bunn RA, Ramsey PW, Lekberg Y. 2015. Do native and invasive plants differ in their interactions with arbuscular mycorrhizal fungi? A meta-analysis. *Journal of Ecology* **103**: 1547–1556.
- Brabec J, Pyšek P. 2000. Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (*Polygonaceae*) in mesic mown meadows: a field experimental study. *Folia Geobot.* **35**: 27–42.
- Broadbent AAD, Stevens CJ, Ostle NJ, Orwin KH. 2018. Biogeographic differences in soil biota promote invasive grass response to nutrient addition relative to co-occurring species despite lack of belowground enemy release. *Oecologia* **186**: 611–620.
- Callaghan TV, Carlsson BA, Jónsdóttir IS, Svenson BM, Jonasson S. 1992. Clonal plants and environmental change: introduction to the proceedings and summary. *Oikos* **63**(3): 341–347.
- Callaway RM, Aschehoug ET. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: A mechanism for exotic invasion. *Science* **290**: 521–523.
- Callaway RM, Cipollini D, Barto K, Thelen G, Hallett SG, Prati D, Stinson K, Klironomos J. 2008. Novel weapons: Invasive plant suppresses fungal mutualists in America but not in its native Europe. *Ecology* **89**(4): 1043–1055.

- Callaway RM, Ridenour WM. 2004. Novel Weapons: Invasive Success and the Evolution of Increased Competitive Ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**: 436–443.
- Callaway RM, Thelen GC, Rodriguez A, Holben WE. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature* **427**: 731–733.
- Campbell DR, Motten AF. 1985. The mechanism of competition for pollination between two forest herbs. *Ecology* **66**(2): 554–563.
- Cawoy V, Jonard M, Mayer C, Jacquemart AL. 2012. Do Abundance and proximity of the alien *Impatiens glandulifera* affect pollination and reproductive success of two sympatric co-flowerig native species? *Journal of Pollination Ecology* **10**(17): 130–139.
- Cipollini D, Rigsby CM, Barto EK. 2012. Microbes as targets and mediators of allelopathy in plants. *Journal of Chemical Ecology* **38**: 714–727.
- Colautti RI, Ricciardi A, Grigorovich IA, MacIsaac HJ. 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letter* **7**(8): 721–733.
- Conolly AP. 1977. The distribution and history on the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia* **11**: 291–311.
- Coors U. 1993. Anwendung des Tocopherolmusters zur Erkennung von Fett-und Ölvermischungen. *European Journal of Lipid Science and Technology* **93**: 519–526.
- Courty PE, Buée M, Diedhiou AG, Frey-Klett P, Le Tacon F, Rineau F, Turpault MP, Uroz S, Garbaye J. 2010. The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: new perspectives and emerging concepts. *Soil Biology and Biochemistry* **42**(5): 679–698.
- Černý Z, Václavík F, Neruda J. 1998. Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace. *Ekologie, Praha*.
- Daayf F, Schmitt A, Belanger RR. 1995. The effects of plant extracts of *Reynoutria sachalinensis* on powdery mildew development and leaf physiology of long English cucumber. *Plant Disease* **79**(6): 577–580.
- Danielsen L, Thürmer A, Meinicke P, Buee M, Morin E, Martin F, Pilate G, Daniel R, Polle A, Reich M. 2012. Fungal soil communities in a young transgenic poplar plantation form a rich reservoir for fungal root communities. *Ecology and Evolution* **2**(8): 1935–1948.
- Davis M, Grime J, Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* **88**(3): 528–534.
- Del Fabbro C, Prati D. 2015. The relative importance of immediate allelopathy and allelopathic legacy in invasive plant species. *Basic and Applied Ecology* **16**: 28–35.
- Dickie IA, et al. 2017. The emerging science of linked plant–fungal invasions. *New Phytologist* **215**: 1314–1332.
- Dighton J. 2016. *Fungi in Ecosystem Processes, Second Edition*. Press, Boca Raton, USA.

- Drossart M, Michez D, Vanderplanck M. 2017. Invasive plants as potential food resource for native pollinators: A case study with two invasive species and a generalist bumble bee. *Scientific Report* **7**: 1–12.
- Einhellig FA. 1996. Interactions involving allelopathy in cropping systems. *Agronomy Journal* **88**(6): 886–893.
- Fan PH, Hay EH, Marston S, Hostettmann K. 2009. Allelopathic potential of phenolic constituents from *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc (*Polygonaceae*). *Planta Medica* **75**: 877–1094.
- Funk VA, et al. 2005. Everywhere but antarctica: using a super tree to understand the diversity and distribution of the Compositae. *Biol. Skr.* **55**: 343–374.
- Gerber E, Krebs C, Murrell C, Moretti M, Rocklin R, Schaffner U. 2008. Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation* **141**(3): 646–654.
- Ghani A. 1998. Medicinal plants of Bangladesh: chemical constituents and uses. Asiatic Society of Bangladesh, Dhaka, Bangladesh.
- Ghasemi Pirbalouti A, Momeni M, Bahmani M. 2013. Ethnobotanical study of medicinal plants used by Kurd tribe in Dehloran and Abdanan districts, Ilam province, Iran. *African Journal of Traditional, Complementary and Alternative Medicines* **10**: 368–385.
- Ghazoul J. 2002. Flowers at the front line of invasion? *Ecological Entomology* **27**: 638–640.
- Gilbert OL. 1989. Ecology of urban habitats. Chapman & Hall, London.
- Grabowska K, Podolak I, Galanty A, Załuski D, Makowska-Wąs J, Sobolewska D, Janeczko Z, & Żmudzki P. 2016. In vitro anti-denaturation and anti-hyaluronidase activities of extracts and galactolipids from leaves of *Impatiens parviflora* DC. *Natural Product Research* **30**(10): 1219–1223.
- Gray-Wilson C. 1980. *Impatiens* of Africa. CRC Press, Netherlands.
- Grime JP. 1979. Primary Strategies in Plants. *Transaction of the Botanical Society of Edinburgh* **43**(2): 151–160.
- Hadincová V. 2001. Borovice vejmutovka. Pages 18–20 in Pyšek P, Tichý L, editors. Rostlinné invaze. Rezekvítek, Brno.
- Hafez MB, Schmit A, Hassan SA, 1999. The side effects of plant extracts and metabolites of *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai and conventional fungicides on the beneficial organism *Trichogramma cacoeciae* Marchal (Hymenoptera, Trichogrammatidae). *Journal of Applied Entomology* **123**(6): 363–368.
- Haragsim O. 2007. Včelařské byliny: Česká zahrada – Svazek 91. Grada Publishing, Praha.

- Hawkes CV, Belnap J, D'Antonio C, Firestone MK. 2006. Arbuscular mycorrhizal assemblages in native plant roots change in the presence of invasive exotic grasses. *Plant and Soil* **281**: 369–380.
- Heijden MGA, Martin FM, Selosse MA, Sanders IR. 2015. Mycorrhizal ecology and evolution: the past, the present, and the future. *New Phytologist* **205**: 1406–1423.
- Heisey RM. 1996. Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (*Simaroubaceae*) and characterization of its herbicidal activity. *American Journal of Botany* **83**(2): 192–200.
- Hejda M, Pysek P, Jarosik V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology* **97**(3): 393–403.
- Hejda M. 2017. Invaze nepůvodních druhů rostlin a jejich důsledky. Pages 22–25 in Härtel H, editor. *Forum ochrany přírody*, Praha.
- Hierro J, Callaway R. 2003. Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant and Soil* **256**: 29–39.
- Holub J. 1971. *Fallopia* Adans. 1763. instead of *Bilderdykia* Dum. 1827. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* **6**: 171–177.
- Horn G, Kupfer A, Kalbitz J, Gerdelbracht HJ, Kluge H, Eder K, Dräger B. 2008. Great globe thistle fruit (*Echinops sphaerocephalus* L.), a potential new oil crop. *European journal of lipid science and technology* **110**(7): 662–667.
- Hymete A, Iversen TH, Rohloff J, Erko B. 2005. Screening of *Echinops ellenbeckii* and *Echinops longisetus* for biological activities and chemical constituents. *Phytomedicine* **12**: 675–679.
- Chadwick M, Trewin H, Gawthrop F, Wagstaff C. 2013. Sesquiterpenoids Lactones: Benefits to Plants and People. *International Journal of Molecular Sciences* **14**: 12780–12805.
- Cheng F, Cheng Z. 2015. Research Progress on the use of Plant Allelopathy in Agriculture and the Physiological and Ecological Mechanisms of Allelopathy. *Frontiers in Plant Science* **6**: 1020.
- Chey WD, Leontiadis GI, Howden CW, Moss SF. 2017. ACG Clinical Guideline: Treatment of *Helicobacter pylori* Infection. *The American Journal of Gastroenterology* **112**(2): 212–238.
- Child LE, Wade PM. 2000. *The Japanese knotweed manual*. Packard, Chichester, UK.
- Chittka L, Schürkens S. 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature* **411**: 653.
- Chrtek J, Chrtková A. 1983. *Reynoutria* × *bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. *Časopis Národního muzea* **52**: 120.
- Chrtek J. 1990. *Reynoutria* Houtt., křídlatka. Pages 362–366 in Hejný S, Slavík B, Hrouda L, Skalický V, editors. *Květena ČR 2*. Academia, Praha.

- Chytrý M, Pyšek P. 2009a. Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa* **1**: 11–14.
- Chytrý M, Pyšek P. 2009b. Kam se šíří zavlečené rostliny? 3. Obecné příčiny invazibility společenstev. *Živa* **3**: 110–112.
- Inderjit, Callaway EM. 2003. Experimental designs for the study of allelopathy. *Plant and Soil* **256**: 1–11.
- Inderjit, del Moral L. 1997. Is separating resource competition from allelopathy realistic? *The Botanical Review* **63**(3): 221–230.
- Inderjit, Keating IK. 1999. Allelopathy: principles, procedures, processes, and promises for biological control. *Advances in Agronomy* **67**: 141–231.
- Inderjit, Nilsen ET. 2003. Bioassays and field studies for allelopathy in terrestrial plants: progress and problems. *Critical Reviews in Plant Sciences* **22**: 221–238.
- Inderjit, Nishimura H. 1999. Effect of the anthraquinones emodin and physcion on availability of selected soil inorganic ions. *Applied Biologists* **135**: 425–429.
- Inderjit, Seastedt TR, Callaway RM, Pollock JL, Kaur J. 2008. Allelopathy and plant invasions: traditional, congeneric, and bio-geographical approaches. *Biol Invasions* **10**: 875–890.
- Inderjit, Wardle DA, Karban R, Callaway RM. 2011. The ecosystem and evolutionary contexts of allelopathy. *Trends in ecology & evolution* **26**(12): 655–662.
- Inoue M, Nishimura H, Li HH, Mizutani J. 1992. Allelochemicals from *Polygonum sachalinense* Fr. Schm. (*Polygonaceae*). *Journal of Chemical Ecology* **18**(10): 1833–1840.
- Ishiguro K, Fukumoto H, Murashima T, Kuriyama M, Semma M, Isoi K. 1992. Antianaphylactic effects of the ethanolic extract from the petals of *Impatiens balsamina* L. in mice. *Phytotherapy Research* **6**(2): 112–113.
- Ito ZA, Reshi ZA. 2013. The multifunctional role of ectomycorrhizal associations in forest ecosystem processes. *The Botanical Review* **79**: 371–400.
- Janssens SB, Knox EB, Huysmans S, Smets EF, Merckx VS. 2009. Rapid radiation of *Impatiens* (*Balsaminaceae*) during Pliocene and Pleistocene: Result of a global climate change. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **52**(3): 806–824.
- Jarchow ME, Cook BJ. 2009. Allelopathy as a mechanism for the invasion of *Typha angustifolia*. *Plant Ecology* **204**: 113–124.
- Jimenez MA, Jaksic FM, Armesto JJ, Gaxiola A, Meserve PL, Kelt DA, Gutierrez JR. 2011. Extreme climatic events change the dynamics and invasibility of semi-arid annual plant communities. *Ecology Letters* **14**: 1227–1235.
- Jin W, Shi Q, Hong C, Cheng Y, Ma Z, Qu H. 2008. Cytotoxic properties of thiophenes from *Echinops grijissi* Hance. *Phytomedicine* **15**(9): 768–774.

- Kang SC, Moon YH. 1992. Isolation and antimicrobial activity of a naphthoquinone from *Impatiens balsamina*. Korean Journal of Pharmacognosy **23**(4): 240–247.
- Kapil S, Singh PK, Silakari O. 2018. An update on small molecule strategies targeting leishmaniasis. European Journal of Medicinal Chemistry **157**: 339–367.
- Kaplan Z, et al. 2019. Distributions of vascular plants in the Czech Republic. Part 8. Preslia **91**: 257–368.
- Keane RM, Crawley MJ. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trends in Ecology & Evolution **17**(4): 164–170.
- Koenies H, Glavac V. 1979. Über die Konkurrenzfähigkeit des indischen Springkrautes (*Impatiens glandulifera* Royle) am Fuldaufer bei Kassel. Philippia **4**: 47–59.
- Konstantinidou-Doltsinis S, Markellou E, Kasselaki AM, Fanouraki MN, Koumaki CM, Schmitt A, Liopa-Tsakalidis A, Malathrakis NE. 2006. Efficacy of Milsana®, a formulated plant extract from *Reynoutria sachalinensis*, against powdery mildew of tomato (*Leveillula taurica*). Biocontrol, **51**(3): 375–392.
- Kostečková V. 1996. Ekofyziologická studie invazního druhu *Impatiens glandulifera* Royle. [MSc. Thesis]. Univerzita Karlova, Praha.
- Kourtev PS, Ehrenfeld JG, Häggblom M. 2002. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. Ecology **83**(11): 3152–3166.
- Křivánek M, Sádlo J, Bímová K. 2004. Odstraňování invazních druhů rostlin. Pages 23–27 in Háková A, Klauisová A, Sádlo J, editors. Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000. MŽP ČR, Praha.
- Křivánek M. 2004. Rostlinné invaze – pět otázek a pět odpovědí. Ochrana přírody **59**(1): 10–12.
- Kubát K, Hrouda L, Chrtek J. jun., Kaplan Z, Kirschner J, Štěpánek J. 2002. Key to the Flora of the Czech Republic. Academia, Prague.
- Kumagai H, Kawai Y, Sawano R, Kurihara H, Yamazaki K, Inoue N. 2005. Antimicrobial substances from rhizomes of the giant knotweed *Polygonum sachalinense* against the fish pathogen *Photobacterium damsela* subsp piscicida. Zeitschrift für Naturforschung C **60**(1-2): 39–44.
- Kumar M, Paul Y, Anand VK. 2009. An Ethnobotanical Study of Medicinal Plants used by the Locals in Kishtwar, Jammu and Kashmir, India. Ethnobotanical Leaflets **13**: 1240–1256.
- Lhotská M, Kopecký K. 1966. Zur Verbreitungsbiologie und Phytozoologie von *Impatiens glandulifera* Royle an den Flusssystemen der Svitava, Svatka und oberen Odra. Preslia **38**: 376–385.
- Lin MH, Hsu SY. 1987. Studies on pharmacological effects of various extracts of *Polygonum cuspidatum* S. et Z. Tai-wan Yao. Hsueh. Tsa. Chih **39**: 42–53.

- Lobstein A, Brenne X, Feist E, Metz N, Weniger B, Anton R. 2001. Quantitative determination of naphthoquinones of *Impatiens* species. *Phytochemical Analysis* **12**: 202–205.
- Loiola PP, de Bello F, Chytrý M, Götzenberger L, Carmona CP, Pyšek P, Lososová Z. 2018. Invaders among locals: alien species decrease phylogenetic and functional diversity while increasing dissimilarity among native community members. *Journal of Ecology* **106**: 2230–2241.
- Lopezaraiza-Mikel ME, Hayes RB, Whalley MR, Memmott J. 2007. The impact of an alien plant on a native plant– pollinator network: an experimental approach. *Ecology Letters* **10**: 539–550.
- Lorenzo P, Pereira CS, Rodríguez-Echeverría S. 2013. Differential impact on soil microbes of allelopathic compounds released by the invasive *Acacia dealbata* Link. *Soil Biology & Biochemistry* **57**: 156–163.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. IUCN Invasive Species Specialist Group (ISSG), Auckland, New Zealand.
- Loydi A, Donath TW, Eckstein RL, Otte A. 2014. Non-native species litter reduces germination and growth of resident forbs and grasses: allelopathic, osmotic or mechanical effects? *Biological Invasions* **17**: 581–595.
- Luo ZH. 1993. The use of Chinese traditional medicines to improve impaired immune functions in scald mice. *Chinese journal of plastic surgery and burns* **9**(1): 56–58.
- 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**: 15–64.
- Marková Z, Hejda M. 2011. Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa* **1**: 10–14.
- Maskell LC, Firbank LG, Thompson K, Bullock JM, Smart SM. 2006. Interactions between non-native plant species and the floristic composition of common habitats. *Journal of Ecology* **94**: 1052–1060.
- Matsuda H, Shimoda H, Morikawa T, Yoshikawa M. 2001. Phytoestrogens from the Roots of *Polygonum cuspidatum* (*Polygonaceae*): Structure-Requirement of Hydroxyanthraquinones for Estrogenic Activity. *Bioorganic & Medicinal Chemistry Letters* **11**: 1839–1842.
- Matthaeus B, Bruehl L. 2001. Comparison of different methods for the determination of the oil content in oilseeds. *Journal of the American Oil Chemists' Society* **78**: 95–102.
- Maurya SK, Kushwaha AK, Seth A. 2015. Ethnomedicinal review of Usnakantaka (*Echinops echinatus* Roxb.). *Pharmacognosy Review* **9**(18): 149–154.
- Menut C, Lamaty G, Weyerstahl P, Marschall H, Seelmann I, Amvam Zollo PH. 1997. Aromatic plants of tropical Central Africa. Part XXXI. Tricyclic sesquiterpenes from the root

- essential oil of *Echinops giganteus* var. *lelyi* CD Adams. *Flavour and Fragrance Journal* **12**(6): 415–421.
- Metzger JO, Bornscheuer U. 2006. Lipids as renewable resources: Current state of chemical and biotechnological conversion and diversification. *Appl Microbiol Biotechnol* **71**: 13–22.
- Meusel H, Jäger EJ. 1992. Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. *Edinburgh Journal of Botany* **50**(2): 247–248.
- Ministerstvo životního prostředí. 1992. Zákon České národní rady ze dne 19. února 1992 o ochraně přírody a krajiny. Česká republika.
- Mlíkovský J, Stýblo P. 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha.
- Molisch H. 1937. *Der Einfluss einer Pflanze auf die andere – Allelopathie*. Gustav Fischer, Jena.
- Muller C. 1969. Allelopathy as a Factor in Ecological Process. *Vegetatio* **18**: 348–357.
- Muller CH. 1966. Role of chemical inhibition (allelopathy) in vegetational composition. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **93**: 332–351.
- Murphy DJ. 1999. Production of novel oils in plants. *Current Opinion in Biotechnology* **10**(2): 175–180.
- Murrell C, Gerber E, Krebs C, Parepa M, Schaffner U, Bossdorf O. 2011. Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *American Journal of Botany* **98**(1): 38–43.
- Napier JA. 2006. The production of n-3 long-chain polyunsaturated fatty acids in transgenic plants. *European Journal of Lipid Science and Technology* **108**(11): 965–972.
- Napier JA. 2007. Transgenic plants as a source of fish oils: Healthy, sustainable and GM. *Journal of Science Food Agriculture* **87**: 8–12.
- Nařízení evropského parlamentu a rady (EU). 2014. č. 1143/2014: ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Pages 35–55 in *Úřední věstník Evropské unie*. Štrasburk.
- Nehls U. 2008. Mastering ectomycorrhizal symbiosis: the impact of carbohydrates. *Journal of Experimental Botany* **59**(5): 1097–1108.
- Newsham KK, Fitter AH, Watkinson AR. 1995. Arbuscular Mycorrhiza Protect an Annual Grass from Root Pathogenic Fungi in the Field. *Journal of Ecology* **83**: 991–1000.
- Nielsen C, Ravn HP, Nentwig W, Wade M. 2005. *Bolševník velkolepý: Praktická příručka o biologii a kontrole invazního druhu*. Forest & Landscape Denmark, Hoersholm.
- Nienhuis CM, Dietzsch AC, Stout JC. 2009. The impacts of an invasive alien plant and its removal on native bees. *Apidologie* **40**: 450–463.
- Nisar M, Qayum M, Shah MR, Kaleem WA, Ali I, Zia-Ul-Haq M. 2010. Antimicrobial screening of *Impatiens bicolor* Royle. *Pak. J. Bot.* **42**(1): 523–526.

- Nobis M. 2008. Invasive Neophyten auch im Wald. Wald und Holz **89**: 46–49.
- Nosálová G, Jurecek L, Hromadková Z, Kostalová Z, Sadlonová V. 2013. Antioxidant activity of herbal polysaccharides and cough reflex. Pages 51–57 in Pokorski M, editor. Neurobiology of Respiration. Springer Verlag, Netherlands.
- Ong JYH, Yong PVCH, Lim YM, Ho ASH. 2015. 2-Methoxy-1,4-naphthoquinone (MNQ) induces apoptosis of A549 lung adenocarcinoma cells via oxidation-triggered JNK and p38 MAPK signaling pathways. Life Sciences **135**: 158–164.
- Orr SP, Rudgers JA, Clay K. 2005. Invasive plants can inhibit native tree seedlings: Testing potential allelopathic mechanisms. Plant Ecology **181**: 153–165.
- Pakpour S, Klironomos J. 2015. The invasive plant, *Brassica nigra*, degrades local mycorrhizas across a wide geographical landscape. Royal Society open science **2**: 150300.
- Patočka J. 2005. Křídlatka: obtížný plevel, nebo perspektivní surovina? Vesmír 84 **8**: 465.
- Pattison Z, Rumble H, Tanner RA, Jin L, Gange AC. 2016. Positive plant–soil feedbacks of the invasive *Impatiens glandulifera* and their effects on above-ground microbial communities. Weed Research **56**(3): 198–207.
- Pavela R, et al. 2016. Traditional herbal remedies and dietary spices from cameroon as novel sources of larvicides against filariasis mosquitoes? Parasitol Res **115**: 4617–4626.
- Pavela R, Vrchotová N, Šerá B. 2009. Repellency and toxicity of three *Impatiens* species (*Balsaminaceae*) extracts on *Myzus persicae* Sulzer (Homoptera: Aphididae). Journal of Biopesticides **2**(1): 48–51.
- Peng W, Qin R, Li X, Zhou H. 2013. Botany, phytochemistry, pharmacology, and potential application of *Polygonum cuspidatum* Sieb.et Zucc.: a review. Journal of Ethnopharmacol **148**(3): 729–745.
- Pergl J, et al. 2016b. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. NeoBiota **28**: 1–37.
- Pergl J, Perglová I, Vítková M, Pocová L, Janata T, Šíma J. 2016a. Standardy péče o přírodu a krajinu. Likvidace vybraných invazních druhů rostlin. Botanický ústav AV ČR, Průhonice.
- Perrins J, Fitter A, Williamson M. 1990. What makes *Impatiens glandulifera* invasive? Pages 8–33 in Palmer J, editor. The biology and control of invasive plants. University of Wales, Cardiff.
- Pharmacopia Commission of PRC. 2005. Pharmacopoeia of the Peoples Republic of China Vol. 1. People's Medical Publishing House, China.
- Pimentel D, et al. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. Agriculture, Ecosystems and Environment **84**: 1–20.

- Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. 2005. Update on the Environmental and Economic Costs Associated with Alien-Invasive Species in the United States. *Ecological Economics* **52**: 273–288.
- Porté AJ, Lamarque LJ, Lortie CJ, Michalet R, Delzon S. 2013. A test for pre-adapted phenotypic plasticity in the invasive tree *Acer negundo* L. *PLoS ONE* **8** (e74239) DOI: 10.1371/journal.pone.0074239.
- Prach K. 1994. Seasonal dynamics of *Impatiens glandulifera* in two riparian habitats in central England. Pages 127–133 in de Waal LC, Child LE, Wade PM, Brock JH, Wiley J, editors. *Ecology and management of invasive riverside plants*. Wiley, Chichester.
- Prach K. 2001. Netýkavka žláznatá. Pages 29–30 in Pyšek P, Tichý L, editors. *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Prati D, Bossdorf O. 2004. Allelopathic inhibition of germination by *Alliaria petiolata* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* **91**(2): 285–288.
- Pyšek P, Brock JH, Bímová K, Mandák B, Jarošík V, Koukolíková I, Pergl J, Štěpánek J. 2003. Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (*Polygonaceae*) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. *American Journal of Botany* **90**: 1487–1495.
- Pyšek P, Cock MJW, Nentwig W, Ravn HP. 2007. *Ecology and management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*. CABI, Wallingford.
- Pyšek P, Chytrý M, Prach K. 2008. Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti* **23**: 3–15.
- Pyšek P, et al. 2012. *Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns*. *Preslia* **84**: 155–255.
- Pyšek P, Krahulec F. 2001. Důsledky rostlinných invazí. Pages 10–14 in Pyšek P, Tichý L, editors. *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Pyšek P, Mandák B. 2001. Křídlatka japonská, k. sachalinská a k. česká. Pages 23–25 in Pyšek P, Tichý L, editors. *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Pyšek P, Mandák B., Francírková T. Prach K. 2001. Persistence of stout clonal herbs as invaders in the landscape: a field test of historical records. Pages 235–244 in Brundu G, Brock J, Camarda I, Child L, Wade M, editors. *Plant invasions: Species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publ., Leiden.
- Pyšek P, Prach K. 1993. Plant invasion and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. Pages 254–263 in Samson FP, Knopf FL, editors. *Ecosystem Management*. Springer, New York, NY.
- Pyšek P, Prach K. 1994. How important are rivers for supporting plant invasions? Pages 19–26 in de Waal LC, Child LE, Wade PM, Brock JH, Wiley J, editors. *Ecology and management of invasive riverside plants*. Wiley, Chichester.

- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: Towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* **53**(1): 131–143.
- Pyšek P, Richardson DM. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* **35**: 25–55.
- Pyšek P, Sádlo J, Mandák B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* **74**: 97–186.
- Pyšek P, Sádlo J. 2004. Zavlečené rostliny: Jak je to u nás doma? *Vesmír* **83**(2): 80–85.
- Pyšek P. 2001. Zákonitosti rostlinných invazí. Pages 3–9 in Pyšek P, Tichý L, editors. *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Pyšek P. 2005. Zavlečené a invazní druhy jako ukazatele změn biodiverzity. Pages 275–294 in Vačkář D, editor. *Ukazatele změn biodiverzity*. Praha, Academia.
- Qin Z, Xie JF, Quan GM, Zhang JE, Mao DJ, DiTommaso A. 2014. Impacts of the invasive annual herb *Ambrosia artemisiifolia* L. on soil microbial carbon source utilization and enzymatic activities. *European Journal of Soil Biology* **60**: 58–66.
- Quattrocchi U. 2012. *CRC World Dictionary of Medicinal and Poisonous Plants: Common Names, Scientific Names, Eponyms, Synonyms, and Etymology*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Rao SVR, Raju MVLN, Panda AK, Reddy MR. 2006. Sunflower seed meal as a substitute for soybean meal in commercial broiler chicken diets. *British Poultry Science* **47**(5): 592–598.
- Reinhart KO, Callaway RM. 2006. Soil biota and invasive plants. *New Phytologist* **170**(3): 445–457.
- Reinhart KO, Packer A, Van der Putten WH, Clay K. 2003. Plant-soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. *Ecology Letters* **6**(12): 1046–1050.
- Reigosa MJ, Sánchez-Moreiras A, Gonzáles L. 1999a. Ecophysiological approach in allelopathy. *Critical Reviews in Plant Sciences* **18**(5): 577–608.
- Reigosa MJ, Souto XC, Gonz'lez L. 1999b. Effect of phenolic compounds on the germination of six weeds species. *Plant Growth Regulation* **28**: 83–88.
- Rice EL. 1984. *Allelopathy*. Ed. 2. Academic Press, Orlando, Florida.
- Rice EL. 1995. *Biological Control of Weeds and Plant Diseases: Advances in Applied Allelopathy*. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma.
- Ridenour WM, Callaway RM. 2001. The relative importance of allelopathy in interference: The effects of an invasive weed on a native bunchgrass. *Oecologia* **126**: 444–450.

- Richards C, Bossdorf O, Muth N, Gurevitch J, Pigliucci M. 2006. Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters* **9**: 981–993.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**(2): 93–107.
- Rodríguez-Echeverría S, Traveset A. 2015. Putative linkages between below- and aboveground mutualisms during alien plant invasions. *AoB Plants* **7**: 1–13.
- Ronse Decraene LP, Akeroyd JR. 1988. Generic limits in *Polygonum* and related genera (*Polygonaceae*) on the basis of floral characters. *Botanical Journal of the Linnean Society* **98**(4): 321–371.
- Ruckli R, Hesse K, Glauser G, Rusterholz HP, Baur B. 2014b. Inhibitory potential of naphthoquinones leached from leaves and exuded from roots of the invasive plant *Impatiens glandulifera*. *Journal of Chemical Ecology* **40**: 371–378.
- Ruckli R, Rusterholz HP, Baur B. 2013. Invasion of *Impatiens glandulifera* affects terrestrial gastropods by altering microclimate. *Acta Oecol.* **47**: 16–23.
- Ruckli R, Rusterholz HP, Baur B. 2014a. Invasion of an annual exotic plant into deciduous forests suppresses arbuscular mycorrhiza symbiosis and reduces performance of sycamore maple saplings. *Forest Ecology Management* **318**: 285–293.
- Ruckli R, Rusterholz HP, Baur B. 2016. Disrupting ectomycorrhizal symbiosis: indirect effects of an annual invasive plant on growth and survival of beech (*Fagus sylvatica*) saplings. *Perspect. Plant Ecol.* **19**: 12–20.
- Rusterholz HP, Küng J, Baur B. 2017. Experimental evidence for a delayed response of the above-ground vegetation and the seed bank to the invasion of an annual exotic plant in deciduous forests. *Basic and Applied Ecology* **20**: 19–30.
- Rusterholz HP, Salamon JA, Ruckli R, Baur B. 2014. Effects of the annual invasive plant *Impatiens glandulifera* on the Collembola and Acari communities in a deciduous. *Pedobiologia* **57**: 285–291.
- Řezáčová V, Řezáč M, Gryndlerová H, Wilson GWT, Michalová T. 2020. Arbuscular mycorrhizal fungi favor invasive *Echinops sphaerocephalus* when grown in competition with native *Inula conyzae*. *Scientific Reports* **10**: 20287.
- Sádlo J. 2001. Pajasan žlaznatý. Pages 31–33 in Pyšek P, Tichý L, editors. *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Sakunphueak A, Panichayupakaranant P. 2012. Comparison of antimicrobial activities of naphthoquinones from *Impatiens balsamina*. *Natural Product Research* **26**(12): 1119–1124.

- Sarrazin P, Mustafa AF, Chouinard PY, Raghavan GSV, Sotocinal SA. 2003. Effects of roasting on ruminal nutrient degradability of sunflower seed. *Journal of the Science of Food and Agriculture* **83**(12): 1219–1224.
- Scava A, Restuccia A, Mauromicale G. 2018. Allelopathy: Principles and Basic Aspects for Agroecosystem Control. Pages 47–101 in Gaba S, Smith B, Lichtfouse E, editors. *Sustainable Agriculture Reviews* 28. Springer International Publishing, Italy.
- Seiger LA, Merchant HC. 1997. Mechanical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene): Effects of cutting regime on rhizomatous reserves. *Natural Areas Journal* **17**(4): 341–345.
- Sevilla P, Rivas JM, Blanco FG, Ramos JVG, Cortés SS. 2007. Identification of the antitumoral drug emodin binding sites in bovine serum albumin by spectroscopic methods.
- Shah MA, Reshi ZA, Khasa DP. 2009. Arbuscular Mycorrhizas: Drivers or Passengers of Alien Plant Invasion. *The Botanical Review* **75**: 397–417.
- Schroeder P, Luckner M. 1966. The echinorine, a quinoline alkaloid from the fruits of *Echinops ritro*. *Pharmazie* **21**: 642.
- Schroeder P, Luckner M. 1968. Structure and synthesis of echinorin, an alkaloid from *Echinops ritro* L. and *sphaerocephalus* L. (*Asteraceae*). *Arch Pharm* **301**: 39–46.
- Schuld M, White D, Seddon B, Ernst A, Schmitt A. 2002. Tests with Milsana (R) and *Brevibacillus brevis* for side effects against *Typhlodromus pyri* (Acari, Phytoseiidae) and *Aphidius rhopalosiphii* (Hymenoptera, Braconidae). Pages 231–235 in Dehne HW, Gisi U, Kuck KH, Russell P, Lyr H, editors. *Proceedings of the 10th International Conference on Cultivation Technique and Phytopathological Problems in Organic Fruit Growing and Viticulture*. Weinsberg, Germany.
- Schürkens S, Chittka L. 2001. The significance of the invasive crucifer species *Bunias orientalis* (Brassicaceae) as a nectar source for central European insects. *Entomologia Generalis* **25**(2): 115–120.
- Siemens TJ, Blossey B. 2007. An evaluation of mechanisms preventing growth and survival of two native species in invasive Bohemian knotweed (*Fallopia x bohemica*, *Polygonaceae*). *American Journal of Botany* **94**(5): 776–783.
- Simard SW, Beiler KJ, Bingham MA, Deslippe JR, Philip LJ, Teste FP. 2012. Mycorrhizal networks: mechanisms, ecology and modelling. *Fungal Biology Reviews* **26**: 39–60.
- Simberloff D, et al. 2013. Impacts of Biological Invasions: What's What and the Way Forward. *Trends in Ecology and Evolution* **28**(1): 58–66.
- Sinden J, Jones R, Hester S, Odom D, Kalisch C, James R, Cacho O. 2004. The economic impact of weeds in Australia. CRC for Australian Weed Management, Adelaide.
- Skálová H. 2014. Invaze netýkavky žláznaté v České republice. *Veronica* **2**: 16–17.

- Slavík B, Chrtek J jun., Tomkovic P. 1997. Květena České republiky 5. Academia, Praha.
- Slavík B. 2004. *Echinops* L. – bělotrn. Pages 362–367 in Slavík B, Štěpánková J, Štěpánek J, editors. Květena České republiky 7. Academia, Praha.
- Spring D, Cacho OJ. 2015. Estimating eradication probabilities and trade-offs for decision analysis in invasive species eradication programs. *Biol Invasions* **17**: 191–204.
- Stefanowicz A. 2006. The Biolog plates technique as a tool in ecological studies of microbial communities. *Polish J. of Environ. Stud.* **15**(5): 669–676.
- Steffan-Dewenter I, Potts SG, Packer L. 2005. Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in Ecology and Evolution* **20**(12): 651–652.
- Szewczyk K, Zidorn C, Biernasiuk A, Komsta L, Granica S. 2016. Polyphenols from *Impatiens* (*Balsaminaceae*) and their antioxidant and antimicrobial activities. *Industrial Crops and Products* **86**: 262–272.
- Šerá B, Vrchotová N, Cvrčková K, Krejčová J. 2008. On phytotoxic effect of *Fallopia* taxa. *Bulletin of the Czech Botanical Society* **43**: 141–150.
- Šerá B, Vrchotová N, Tříška J. 2005. Phenolic compounds in the leaves of alien and native *Impatiens* plants. Pages 281–282 in Alford DV, Backhaus GF, editors. *Plant Protection and Plant Health in Europe: Introduction and Spread of Invasive Species*. British Crop Production Council, Alton.
- Švehláková H, Stalmachová B, Nováková J, Olszewski P, Grabowski J, Neustupa Z. 2019. Příručka k managementu invazních druhů rostlin v Orlové a Mszane. Image Studio s.r.o., Slezská Ostrava.
- Tanner RA, Gange AC. 2013. The impact of two non-native plant species on native flora performance: potential implications for habitat restoration. *Plant Ecology* **214**: 423–432.
- Tanner RA, Varia S, Eschen R, Wood S, Murphy ST, Gange AC. 2013. Impacts of an invasive non-native annual weed, *Impatiens glandulifera*, on above-and belowground invertebrate communities in the United Kingdom. *PLoS One* **8** (e67271) DOI: 10.1371/journal.pone.0067271.
- Tariku Y, Hymete A, Hailu A, Rohloff J. 2011. In vitro evaluation of antileishmanial activity and toxicity of essential oils of *artemisia absinthium* and *Echinops kebericho*. *Chemistry & Biodiversity* **8**(4): 614–623.
- Tbatou MA, Belahyan AB, Belahsen RE. 2016. Wild edible plants traditionally used in the countryside of El Jadida, coastal area in the Center of Morocco. *Life Sciences Leaflets* **75**: 28–48.
- Teklehaymanot T, Giday M. 2007. Ethnobotanical study of medicinal plants used by people in Zegie Peninsula, Northwestern Ethiopia. *Journal of ethnobiology and Ethnomedicine* **3**(1): 1–11.

- Thelen GC, Vivanco JM, Newingham B, Good W, Bais HP, Landres P, Caesar A, Callaway RM. 2005. Insect herbivory stimulates allelopathic exudation by an invasive plant and the suppression of natives. *Ecology Letters* **8**: 209–217.
- Thijs KW, Brys R, Verboven HA, Hermy M. 2012. The influence of an invasive plant species on the pollination success and reproductive output of three riparian plant species. *Biol Invasions* **14**: 355–365.
- Tichý L. 2001. Trnovník akát. Pages 34–35 in Pyšek P, Tichý L, editors. *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Topp W, Kappes H, Rogers F. 2008. Response of ground-dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (*Reynoutria* spp.) invasion. *Biol Invasions* **10**: 381–390.
- Traveset A, Richardson DM. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology & Evolution* **21**(4): 208–216.
- Tu M. 2009. Assessing and managing invasive species within protected areas. Pages 1–40 in Ervin J, editor. *Protected area quick guide series*. The Nature Conservancy, Arlington.
- Vigo C, Norman JR, Hooker JE. 2000. Biocontrol of the pathogen *Phytophthora parasitica* by arbuscular mycorrhizal fungi is a consequence of effects on infection loci. *Plant Pathology* **49**: 509–514.
- Vila M, et al. 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* **8**(3): 135–144.
- Vogelsang KM, Bever JD. 2009. Mycorrhizal densities decline in association with nonnative plants and contribute to plant invasion. *Ecology* **90**(2): 399–407.
- Vrchotová N, Šerá B. 2008. Allelopathic properties of knotweed rhizome extracts. *Plant, Soil and Environment* **54**(7): 301–303.
- Vrchotová N, Šerá B, Dadáková E. 2010. HPLC and CE analysis of catechins, stilbens and quercetin in flowers and stems of *Polygonum cuspidatum*, *P. sachalinense* and *P. x bohemicum*. *Journal of Indian Chemical Society* **87**: 1–6.
- Vrchotová N, Šerá B, Krejčová J. 2011. Allelopathic activity of extracts from *Impatiens* species. *Plant, soil and environment* **57**(2): 57–60.
- Wade PM, de Waal LC, Child EL, Darby EJ. 1994. Control of invasive riparian and aquatic weeds. NRA Report, International Centre of Landscape Ecology Loughborough, Bristol.
- Wagner V, et al. 2017. Alien plant invasions in European woodlands. *Diversity and Distributions* **23**(9): 969–981.
- Walther GR, et al. 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* **24**: 686–693.

- Wang YCH, Li WY, Wu DCH, Wang JJ, Wu CHH, Liao JJ, Lin CHK. 2011. In Vitro Activity of 2-methoxy-1,4-naphthoquinone and Stigmasta-7,22-diene-3 β -ol from *Impatiens balsamina* L. against Multiple Antibiotic-Resistant Helicobacter pylori. Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine **2011**: 1–8.
- Wardle DA, Nilsson MC, Gallet C, Zackrisson O. 1998. An ecosystem-level perspective of allelopathy. Biological reviews **73**: 305–319.
- Waser NM, Price MV. 1983. Optimal and actual outcrossing in plants, and the nature of plant-pollinator interaction. Pages 341–359 in Jones CE, Little RJ, editors. Handbook of Experimental Pollination Biology. Van Nostrand Reinhold, New York.
- Weber E. 2003. Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds. CABI Publishing, London.
- Weidenhamer JD, Montgomery TM, Cipollini DF, Weston PA, Mohny BK. 2019. Plant Density and Rhizosphere Chemistry: Does Marigold Root Exudate Composition Respond to Intra- and Interspecific Competition? Journal of Chemical Ecology **45**: 525–533.
- Wells MJ, Poynton RJ, Balsinhas AA, Musil CF, Joffe H, van Hoepen E, Abbott SK. 1986. The history of introduction of invasive alien plants to southern Africa. Pages 21–35 in Macdonald IAW, Kruger FJ, Ferrar AA, editors. The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa. Oxford University Press, Cape Town.
- Welz AN, Emberger-Klein A, Menrad K. 2018. Why people use herbal medicine: insights from a focus-group study in Germany. BMC Complementary and Alternative Medicine **18**: 1–9.
- Williamson M, Fitter A. 1996. The varying success of invaders. Ecology **77**(6): 1661–1666.
- Wolfe BE, Klironomos JN. 2005. Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. Bioscience **55**(6): 477–487.
- Xiao K, Xuan L, Xu Y, Bai D. 2000. Stilbene Glycoside Sulfates from *Polygonum cuspidatum*. Journal of Natural Products **63**(10): 1373–1376.
- Yuan YG, Wang B, Zhang SS, Tang JJ, Tu C, Hu SJ, Yong JWH, Chen X. 2013. Enhanced allelopathy and competitive ability of invasive plant *Solidago canadensis* in its introduced range. Journal of Plant Ecology **6**: 253–263.
- Zaurov DE, Belolipov IV, Kurmukov AG, Sodobekov IS, Akimaliev AA, Eisenman SW. 2013. The medical plants of Uzbekistan and Kyrgyzstan. Pages 15–273 in Eisenman SW, Zaurov DE, Struwe L, editors. Medical Plants of Central Asia: Uzbekistan and Kyrgyzstan. Springer, New York, NY.
- Zhang H, Li C, Kwok ST, Zhang QW, Chan SW. 2013. A Review of the Pharmacological Effects of the Dried Root of *Polygonum cuspidatum* (Hu Zhang) and Its Constituents. Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine **2013**: 1–13.

Zhu L, Sang WG. 2008. Effects of defoliation on competitive interactions between invasive Crofton weed (*Eupatorium adenophorum*) and its native neighbors: Implication for biocontrol. *Weed Science* **56**: 112–118.

Zika PF, Jacobson AL. 2003. An overlooked hybrid Japanese Knotweed (*Polygonum cuspidatum* × *sachalinense*; *Polygonaceae*) in North America. *Rhodora* **105**: 143–152.

6 Internetové zdroje

- AOPK ČR. 2021. Invazivní druhy. AOPK ČR. Available from <http://invaznidruhy.nature.cz> (accessed January 2021).
- Chytrý M. 2004. Pladias – databáze české flóry a vegetace. Pladias. Available from <https://pladias.cz/taxon/pictures/Reynoutria%20sachalinensis#image1> (accessed April 2021).
- MŽP ČR. 2021. Nepůvodní a invazivní druhy. MŽP ČR. Available from https://www.mzp.cz/cz/nepuvodni_a_invazni_druhy (accessed January 2021).
- Pladias. 2021. Pladias – databáze české flóry a vegetace. OpenStreetMap contributors. Available from <https://pladias.cz/taxon/distribution/Reynoutria%20sachalinensis> (accessed April 2021).
- Pladias. 2021. Pladias – databáze české flóry a vegetace. OpenStreetMap contributors. Available from <https://pladias.cz/taxon/distribution/Impatiens%20glandulifera> (accessed April 2021).
- Pladias. 2021. Pladias – databáze české flóry a vegetace. OpenStreetMap contributors. Available from <https://pladias.cz/taxon/distribution/Echinops%20sphaerocephalus> (accessed April 2021).
- Sladký V. 2013. Biom.cz. CZ Biom – České sdružení pro biomasu. Available from <https://biom.cz/cz/> (accessed January 2021).
- Veselý P. 2007. Pladias – databáze české flóry a vegetace. Pladias. Available from <https://pladias.cz/taxon/pictures/Impatiens%20glandulifera#image1> (accessed January 2021).
- Veselý P. 2007. Pladias – databáze české flóry a vegetace. Pladias. Available from <https://pladias.cz/taxon/pictures/Echinops%20sphaerocephalus#image1> (accessed January 2021).

7 Seznam obrázků a tabulek

Obrázek č. 1: Průběh invaze (Zdroj: Pyšek et al. 2008).

Obrázek č. 2: Hlavní cesty uvolňování alelochemikálií do životního prostředí (Zdroj: upraveno dle Scava et al. 2018).

Obrázek č. 3: Schéma hodnocení splnění cílů likvidace (Zdroj: upraveno dle Tu 2009).

Obrázek č. 4: Křídlatka sachalinská (Zdroj: www.pladias.cz).

Obrázek č. 5: Nálezy křídlatky sachalinské v České republice od r. 1869 (Zdroj: www.pladias.cz).

Obrázek č. 6: Struktura emodinu (Zdroj: Matsuda et al. 2001).

Obrázek č. 7: Struktura physcionu (Zdroj: Matsuda et al. 2001).

Obrázek č. 8: Netýkavka žláznatá (Zdroj: www.pladias.cz).

Obrázek č. 9: Nálezy netýkavky žláznaté v České republice od r. 1896 (Zdroj: www.pladias.cz).

Obrázek č. 10: Struktura 2-methoxy-1,4-naftochinonu (Zdroj: Ong et al. 2015).

Obrázek č. 11: Bělotrn kulatohlavý (Zdroj: www.pladias.cz).

Obrázek č. 12: Nálezy bělotrnu kulatohlavého v České republice od r. 1871 (Zdroj: www.pladias.cz).

Obrázek č. 13: Struktura echinorinu (Zdroj: Horn et al. 2008).

Obrázek č. 14: Struktura echinopsidinu (Zdroj: Horn et al. 2008).

Obrázek č. 15: Struktura thiofenu (Zdroj: Weidenhamer et al. 2019).

Tabulka č. 1: Počet úmyslně introdukovaných druhů a důvod jejich introdukce (Zdroj: upraveno dle Pyšek et al. 2002).

Tabulka č. 2: Náklady a efektivita likvidace jednotlivých stádiích invazního procesu (Zdroj: upraveno dle Sinden et al. 2004).

8 Seznam zkratek

AC – uktivní uhlí

MeONQ – 2-methoxy-1,4-naftochinon