

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra aplikované ekologie



**Působení systemického herbicidu
na oddenkový systém křídlatek**
Diplomová práce

Autor práce: Martina Kadlecová

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

2017

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Martina Kadlecová

Ochrana přírody

Název práce

Působení systemického herbicidu na oddenkový systém křídlatek

Název anglicky

The influence of systemic herbicide to knotweed rhizome system

Cíle práce

Cílem práce je zjistit, jak proniká systemický herbicid do oddenkového systému u invazních druhů rodu křídlatka (*Fallopia*) v různých vegetačních fázích a u různých taxonů rodu.

Metodika

Práce je experimentálního charakteru, kdy bude na rostliny pěstované v kontrolovaných podmínkách aplikován herbicid (Roundup) a bude pozorován jeho postup v oddenkovém systému. Experiment se provede ve dvou různých fenologických fázích a budou srovnány dva rodičovské taxony a jejich kříženec.

Doporučený rozsah práce

50 stran, 2 grafy

Klíčová slova

herbicide (Roundup), křídlatky, nádobový experiment, nepůvodní rostliny, vegetativní rozmnožování

Doporučené zdroje informací

- BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et PYŠEK P., 2001: Experimental control of Reynoutria congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. In: BRUNDU G., BROCK J., CAMARDA I., CHILD L. et WADE M. (eds.): Plant invasions – Species ecology and ecosystem management. Backhuys Publishers, Leiden, 283-290.
- Jursík M., Soukup J., Holec J., 2010: Úvod do problematiky mechanismu působení herbicidů. Listy cukrovarnické a řepařské, roč. 126, č. 1, s. 14 – 16. ISSN: 1210-3306.
- Kay S. H., 2003: Final Report Evaluation of Herbicides and Application Timing for Control of Japanese Knotweed. North Carolina State University College of Agriculture & Life Sc.
- Mlíkovský J., Stýblo P., 2006: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 496 s., ISBN 80-867-7017-6.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Ing. Kateřina Berchová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované ekologie

Elektronicky schváleno dne 2. 12. 2016

prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 12. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 16. 03. 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: **Působení systemického herbicidu na oddenkový systém křídlatek** vypracovala samostatně pod vedením doc. Ing. Kateřiny Berchové, Ph.D a v seznamu literatury jsem uvedla veškerou použitou literaturu a další zdroje.

V Úvalech dne:

Martina Kadlecová

Poděkování

Chtěla bych velmi poděkovat Ing. Kateřině Berchové, Ph.D za cenné rady, připomínky a ochotný přístup v průběhu zpracování diplomové práce. Díky patří také Městské knihovně Havlíčkův Brod za vstřícnost a pomoc při hledání vhodné literatury. V neposlední řadě děkuji i své rodině a blízkým za trpělivost a velkou podporu během studia.

Abstrakt

Práce se podrobně zabývá invazními taxony rodu *Fallopia* (křídlatka), které se v České republice i přes řadu omezujících metod nekontrolovatelně šíří a vytlačují původní druhy rostlin a živočichů. Jednou z hlavních příčin úspěchu je jejich vysoká schopnost regenerace z podzemních oddenků. I přes řadu prací zabývajících se tímto problémem, stále ještě dobře nevíme, jak tento proces efektivněji eliminovat. Tato studie rozšiřuje současné informace o průniku systemického herbicidu (Roundup) do oddenkového systému rostlin. Výzkum byl zaměřen na sledování působení herbicidu v létě (v období růstu rostlin), a na podzim, kdy naopak rostliny translokačním proudem zatahují asimiláty z nadzemních částí do oddenkového systému. Ke studii byly použity invazní taxony: *Fallopia japonica* Houtt. var. *japonica* (křídlatka japonská pravá), *F. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai (křídlatka sachalinská) a hybrid *F. ×bohemica* Chrtek et Chrtková (křídlatka česká).

Potřebná data byla získána prostřednictvím venkovního nádobového experimentu a zpracována v matematickém statistickém software R a Minitab.

Provedeným výzkumem bylo zjištěno, že všechny studované taxony regenerují lépe po podzimním postřiku než po postřiku letním. Přínosem práce je dále poznatek, že rostliny v jarním období akumulují herbicid do kořenového systému rovnoměrněji než v období podzimním. Na podzim je herbicid pravděpodobně přednostně ukládán do koncových částí.

Klíčová slova: herbicid (Roundup), křídlatky, nádobový experiment, nepůvodní rostliny, vegetativní rozmnožování

Abstract

The thesis deals in detail with invasion taxons of genus *Fallopia* (knotweed), which spreads in the Czech republic uncontrollably despite a number of restrictive methods and it displace the native species of plants and animals. One of the main reasons of their success is their high regeneration ability from the rhizome systems. We still do not know well how to eliminate this process effectively despite of a series of similar works. This study extend current information about penetration of systematic herbicide (Roundup) to rhizome system of the plants. The research was focused to observation of herbicide effect in the summer (during growth period) and in the autumn, when the plants drag the assimilate from the overground parts to the rhizome system by translocation flow. Following invasion taxons were used for the study: *Fallopia japonica* Hout var. *japonica* (Japanese knotweed), *F. Sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai (giant knotweed) and a hybrid *F. ×bohemica* Chrték et Chrtková (Bohemian knotweed).

Required data were obtained through outdoor pot experiment and processed in the mathematical and statistical software R and Minitab.

It was found that all studied taxons regenerate better after the autumn spray than after the summer spray. Further benefit of the work is the finding that the plants accumulate herbicid to the rhizone system evenly during the summer period than during the autumn period. The herbicid is likely stored to the terminal parts in the autumn.

Key words: alien plants, herbicide (Roundup), knotweed, pott experiment, vegetative reproduction

OBSAH

1. Úvod	10
2. Cíle práce	11
3. Literární rešerše	12
3.1 Invazní nepůvodní druhy	12
3.1.1 Vymezení pojmu nepůvodní invazní druh	15
3.1.2 Faktory zvyšující invazní potenciál rostlin	16
3.1.3 Vliv invaze na původní společenstva	18
3.2 Evropská legislativa na omezování invazních druhů	20
3.2.1 Legislativa České republiky	20
3.2.2 Černý, šedý a varovný seznam nepůvodních druhů v ČR	22
3.3 Ekologie studovaných taxonů křídlatek	23
3.3.1 Původ a současné rozšíření	23
3.3.2 Invadovaná stanoviště	25
3.3.3 Fenologie	27
3.3.4 Způsob rozmnožování	28
3.3.5 Oddenkový systém	30
3.3.6 Konkurence a vliv na ekosystém	30
3.4 Metody likvidace studovaných taxonů křídlatek	32
3.4.1 Aplikace herbicidu postřikem na list	32
3.4.2 Aplikace herbicidu vpichy do stvolů	33
3.4.3 Kombinovaná metoda	34
3.4.4 Kosení	34
3.4.5 Spásání	34
3.4.6 Vykopávání rostlin	35
3.4.7 Biologický způsob potlačování	35
3.5 Glyfosát	36
3.5.1 Využití a princip účinku	36
3.5.2 Zdravotní rizika a vliv na životní prostředí	37
4. Metodika	39
4.1 Stručná charakteristika studovaných taxonů křídlatek	39
4.1.1 Taxonomie	39
4.1.2 Morfologie - <i>Fallopia japonica</i>	39
4.1.3 Morfologie - <i>Fallopia sachalinensis</i>	40

4.1.4 Morfologie - <i>Fallopia xbohemica</i>	40
4.2 Sběr oddenků.....	41
4.3 Regenerace oddenků a rostlin.....	42
4.4 Nádobový experiment.....	43
4.4.1 Postřik herbicidem.....	45
4.4.2 Sklizeň rostlin.....	46
4.4.3 Analýza oddenků.....	47
4.5 Statistické analýzy.....	48
5. Výsledky práce.....	50
5.1 Analýza vstupních parametrů oddenků.....	50
5.2 Analýza regenerace oddenků křídlatek.....	56
5.3 Porovnání schopnosti regenerace jednotlivých druhů křídlatek.....	57
5.4 Analýza hloubky průniku herbicidu oddenkovým systémem rostlin.....	59
5.5 Srovnání regenerace oddenků dle rozdílné aplikované koncentrace herbicidu... 	63
5.6 Výsledky pilotního experimentu simulujícího reálné podmínky růstu křídlatek	65
6. Diskuse.....	66
7. Závěr.....	69
8. Seznam použité literatury a zdrojů.....	70
9. Seznam obrázků.....	84
10. Seznam tabulek.....	86
11. Přílohy.....	87

1. Úvod

Práce přibližuje ekologii a biologii invazních taxonů rodu *Fallopia* (křídlatka) včetně metod jejich eradikace.

Sto procentní úspěšný postup likvidace porostů křídlatek, nevyžadující několikaletou snahu, nebyl doposud nalezen (Berchová-Bímová et Mandák, 2008). Problematická je zejména rychlá regenerace rozsáhlého oddenkového systému (Bímová et al., 2001; Bímová et al., 2003; Bímová et al., 2004; Šrubař 2006). Jako nejúčinnější metodou likvidace se prozatím jeví podzimní postřik listů systemickým herbicidem (Šrubař, 2006), avšak s odstupem času dochází k opětovnému obrůstání ošetřených ploch, malými deformovanými lodyhami (Barták et al., 2010). Oddenky těchto rostlin obsahují mrtvou dřevnatou část i regenerující pupeny (Bashtanova et al., 2009). Je tedy velmi pravděpodobné, že rostlina akumuluje herbicid do oddenků s odlišnou intenzitou. Tento proces je ovlivněn řadou faktorů. Mezi ně se řadí například načasování postřiku (klimatické podmínky, fenologická fáze rostlin) (Šrubař, 2006) či koncentrace a typ použitého herbicidu (Bashtanova et al., 2009; Barták et al., 2010). Nicméně přesnější data o těchto faktorech, zejména o postupu systemického herbicidu oddenkovým systémem rostlin v závislosti na jejich fenologické fázi, chybí.

Hlavním cílem této práce je předložit nové informace o postupu systemického herbicidu (Roundup) oddenkovým systémem křídlatek ve dvou odlišných fenologických fázích rostlin, které napomohou k vypracování efektivnější metodologie potlačování těchto invazních taxonů.

Předkládané informace byly získány díky experimentální studii, ve které byl sledován a porovnáván účinek systemického herbicidu u tří invazních taxonů rodu křídlatka (*Fallopia japonica* Houtt. var. *japonica*, *F. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai a *F. ×bohemica* Chrtěk et Chrtková). Tyto taxony se mezi sebou liší nejen ve struktuře klonů, fyziognomii porostů či architektuře oddenkového systému (Berchová-Bímová et Mandák, 2008), ale i v různé míře regeneračního potenciálu (Bímová et al., 2001).

2. Cíle práce

Cílem práce je zjistit, jak proniká systemický herbicid (Roundup), do oddenkového systému u invazních druhů rodu křídlatka ve dvou odlišných fenologických obdobích rostlin a u tří invazních taxonů rodu.

Postup vedoucí k dosažení tohoto cíle je vytýčen v následujících bodech:

- v kontrolovaných podmínkách vypěstovat z oddenků rostliny *F. japonica* var. *japonica*, *F. sachalinensis* a *F. ×bohemica*,
- ve dvou fenologických fázích (letní a podzimní) aplikovat na tyto rostliny herbicid (Roundup),
- sledovat působení herbicidu na oddenkový systém rostlin a sběr dat tohoto procesu,
- následné statistické vyhodnocení.

Poznání procesu působení herbicidu v oddenkovém systému křídlatek přinese nové poznatky, vedoucí k jejich úspěšnější likvidaci. Výsledky práce se stanou podkladem pro vypracování nové efektivnější metodologie potlačování těchto invazních taxonů.

3. Literární rešerše

3.1 Invazní nepůvodní druhy

Invazní nepůvodní druhy představují významné ohrožení biologické rozmanitosti, zapříčiňují ztráty v zemědělství a narušují ekosystémové služby po celém světě (Chytrý et Pyšek., 2008; Hejda et al., 2009; Richardson et Pyšek 2016). Toto narušení bude i přes řadu opatření, (Koop et al., 2011; Conser et al., 2015; Downey et Richardson, 2016) pokračovat i nadále (Early et al., 2016). Early et al. (2016) ve své globální prognóze možného postupu biologických invazí upozorňují na stále nedostatečnou nebo chybějící legislativu (hlavně v oblasti prevence zavlékání invazních druhů) u jednotlivých posuzovaných zemí. Odhalují zejména jasnou potřebu aktivnějších strategií proti biologickým invazím v oblastech s vysokou úrovní chudoby, značnou biologickou rozmanitostí a nízkou historickou úrovní invazí.

Patrně první ekologická zpráva přesahující pouhé konstatování přítomnosti nepůvodních druhů pochází z pera Alphonse de Candolla. Ten roku 1855 ve svém fytogeografickém díle uvedl, že zavlečené druhy často patří do rodů, které se v původní flóře daného území nevyskytují (Pyšek et Sádlo, 2004). Moderní základy oboru a počátky systematického studia biologických invazí pojí Richardson et Pyšek (2008) s přelomovou knihou „*The ecology of invasions by animals and plants*”, kterou publikoval v roce 1958 Charles Elton. Postupně se tak rozvíjí nový vědní obor zvaný invazní ekologie.

Při pohledu zpátky bychom za první významnou příležitost, kterou člověk poskytl pro šíření nepůvodních druhů, mohli považovat neolitickou zemědělskou kolonizaci (Pyšek et al., 2012^a). Člověk tehdy vytvářel nová stanoviště klučením a vypalováním lesů, zemědělskou prací či pastevectvím. Tyto změny ve využívání krajiny umožnily některým druhům invadovat rozsáhlá území (Pyšek et al., 2008^b). Spolu s objevením Ameriky v roce 1492 přišel i zásadní zlom v globalizaci obchodu a na něj navázaného záměrného i neúmyslného šíření nepůvodních druhů. Tento významný předěl tvoří jakousi pomyslnou hranici, podle které rozeznáváme archeofyty (tj. rostlinné druhy introdukované před objevením Ameriky) a neofyty (druhy

introdukované po r. 1492) (Marková et Herjda, 2011). V odborné literatuře se dále setkáváme s termínem neobiota, který v sobě nese označení pro rostliny a živočichy zavlečené po r. 1492 (Pyšek et al., 2008^c). Nejvíce úmyslně introdukovaných druhů bývá zavlečeno v souvislosti s okrasným zahradnictvím či jako zdroj potravin. Významné zastoupení mají i druhy dovážené pro technické, krajinářské a medonosné účely (Křivánek et al., 2006). Hlavními cestami neúmyslných introdukcí je dovoz druhů jako příměsí rostlinných produktů (zejména s osivem, ovocem, bavlnou nebo dřevem), živočišných produktů (např. s vlnou), a převáženy živými zvířaty (např. semena v krmivu, srsti či zaživacím traktu). Nejběžnějším zdrojem šíření takto dovezených druhů jsou železniční nádraží, překladiště, říční přístavy a následně i vlastní železniční a silniční síť a dvory zpracovatelských závodů (Pyšek et al., 2002).

Některé z těchto nepůvodních druhů jsou v novém území tak úspěšné, že se samovolně intenzivně rozšiřují od mateřské populace, v případě rostlin často vytvářejí monokulturní porosty a mohou až omezovat či přímo vytlačovat ostatní druhy ze stanoviště (Kolář, 2012). Takové druhy nazýváme invazní. Jako dobrý příklad mohou posloužit křídlatky, které v nepůvodních areálech vytvářejí husté špatně prostupné porosty a postupně tak vytlačují původní druhy rostlin i živočichů (Bímová et al., 2004; Horáčková et al., 2014).

Mnoho invazí má podobný průběh. Druh se dostane na nové území a nějakou dobu stagnuje, tj. nijak výrazně se nešíří. Nicméně po nějaké době se začne rozšiřovat až na úkor ostatních druhů ve společenstvu (Kolář, 2012). Čím se však proces invaze liší od přirozené migrace organismů, ke které docházelo a stále dochází během vývoje života na Zemi? Například Marková et Hejda (2011) uvádějí odlišnost v síle intenzity tohoto procesu, díky němuž došlo v posledních 100 až 200 letech k promíchání světové biodiverzity, jaké nemá v přirozených procesech obdoby. Tomuto procesu výrazně napomáhá i člověk, který překonává značné bariéry (např. oceány, hory a pouštní oblasti), čímž úmyslně i neúmyslně šíří druhy, které by jinak dané překážky (tj. nevhodné ekologické podmínky) nepřekonal (Richardson et al., 2000).

I na našem území počet nepůvodních druhů stále narůstá (Mlíkovský et Stýblo, 2006; Pyšek et Prach, 2008^a; Pyšek et al., 2012^b), ať již v důsledku jejich záměrného či náhodného zavlékání. Přesto je nutné zdůraznit, že některé z nich nevykazují

známky rychlého šíření, spojeného se schopností konkurovat původním druhům a snižovat druhovou pestrost (Richardson et Pyšek 2006; Pyšek et al., 2008^b; Lockwood et al., 2013). Naprostá většina je neškodná nebo "trpěna". Důvodem může být vzácnost dosavadního výskytu (např. ojediněle zavlékané tropické druhy). Dále jejich začlenění do druhové rozmanitosti původních společenstev – zejména do společenstev zemědělské krajiny (Mlíkovský et Stýblo, 2006). V tomto případě se jedná hlavně o výše zmíněné archeofyty (Marková et Hejda, 2011). Jako příklad může posloužit *Agrostemma githago* (koukol polní), kdysi hojný plevel rozšířený až do horských poloh. V současnosti se u nás vyskytuje vzácně a je řazen mezi kriticky ohrožené taxony (Mlíkovský et Stýblo, 2006). V neposlední řadě pak jejich užitečnost může převažovat nad negativními vlivy (kulturní druhy) (Pyšek et Sádlo, 2004).

Včas určit a poznat možné invazní nepůvodní druhy je obtížným, ale nezbytným předpokladem pro volbu vhodných zásahů a úspěšných omezení těchto druhů (Pyšek et Prach, 1993; Koop et al., 2011; Pergl et al. 2013; Conser et al., 2015; Early et al., 2016), protože stejně jako v jiných oblastech lidské činnosti i v managementu invazních druhů platí, že prevence či rychlá likvidace v časně fázi invaze je výrazně levnější, než boj s již probíhající invazí (Conser et al., 2015). V Evropě je proto provozován systém včasného varování a výměny informací (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe – DAISE). Jedná se o evropskou databázi poskytující souhrnné informace o invazních druzích. Další metodou monitoringu je posouzení rizik (Weed Risk Assessment – WRA). Jedná se o systematický proces, který využívá dostupné důkazy pro odhad rizika rostlinného druhu v daném regionu (Koop et al., 2011). Conser et al. (2015) rozšířil tento model o vyhodnocení rizika okrasných rostlin (Plant Risk Evaluation – PRE) před jejich uvolnění do životního prostředí. Downey et Richardson (2016) zároveň zdůrazňují nezbytnost určení původních druhů, které s největší pravděpodobností vlivem invaze vyhynou. Tato změna v uvažování by mohla přinést významné pozitivní výsledky a zvýšit podíl zachráněných původních společenstev.

Globální prostorovou prognózu potencionálních invazí v dvacátém prvním století přehledně zpracovali Early et al. (2016). Z jejich studie je patrné další celosvětové šíření invazních nepůvodních druhů a nezbytnost těmto zavlečením předcházet. Nicméně reaktivní národní politiky zaměřené na boj s probíhající invazí mají

tendenci být častější než proaktivní politiky k odvrácení případných invazí (Early et al., 2016). Early et al. (2016) navrhuje zlepšit systém včasného varování, a to zejména spojením údajů o příčinách zavlečení invazních druhů a o průběhu jejich invazí.

3.1.1 Vymezení pojmu nepůvodní invazní druh

Přesná terminologie je při studiu biologických invazí klíčová. Ale jak již bylo uvedeno výše, invaze nepůvodních druhů jsou celosvětovým problémem (Early et al., 2016), a proto bývají často stejné jevy nazývány odlišnými jmény, zatímco jeden a týž výraz může být aplikován na jevy různé (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Například některé definice invazního druhu zahrnují jako nezbytné kritérium impakt (Davis et Thompson, 2001), naopak Richardson et al. (2000) vychází z ekologického hlediska, tedy schopnosti šíření – druh může být považován za invazní, aniž by vykazoval významný negativní impakt. Jako invazní tak označují druh, který překonal bariéry pro šíření v novém prostředí, a úspěšně se vyrovnal s rozdílným abiotickým i biotickým prostředím.

V této práci je použita česká terminologie dle návrhu Mlíkovský et Stýblo (2006). Termín **invazní druh** je tedy použit pro nepůvodní druh, jehož introdukce a/nebo šíření ohrožuje biologickou diverzitu.

Dále jsou v této práci použity pojmy pocházející z Návrhu české terminologie vztahující se k rostlinným invazím (Pyšek et al., 2008^c):

expanze – proces šíření původního druhu,

invaze – proces šíření nepůvodního druhu zahrnující různá stadia, tj. od přechodného zavlečení po invazi v užším slova smyslu,

invazivnost – vlastnost druhu, schopnost invadovat,

přechodně zavlečený druh – druh, jehož přežívání v území závisí na opakovaném přísunu diaspor v důsledku lidské činnosti, pokud se rozmnožuje mimo kulturu, pak pouze přechodně,

původní druh – druh, který v území vznikl v průběhu evoluce, nebo se do něj dostal bez přispění člověka z území, kde je původní,

původní, primární areál – oblast původního rozšíření,

naturalizovaný druh – zavlečený druh, který se v území pravidelně rozmnožuje po dlouhou dobu a nezávisle na činnosti člověka,

nepůvodní, sekundární areál – oblast druhotného rozšíření, do které byl druh zavlečen,

zavlečení – úmyslný nebo neúmyslný přenos druhu do oblasti mimo jeho původní areál,

zavlečený, nepůvodní druh – druh, který se do území dostal v důsledku činnosti člověka z území, ve kterém je původní, anebo přirozenou cestou z území, ve kterém je nepůvodní,

zplanění – rozšíření záměrně pěstovaného druhu mimo zahradní, zemědělské nebo lesní kultury.

3.1.2 Faktory zvyšující invazní potenciál rostlin

Rostliny významně přispívají k celosvětovému problému biologických invazí, a to jak z hlediska míry ovlivnění ekosystémů (Radosevich et al. 1997; Chytrý et Pyšek, 2008) tak počtu druhů (Pyšek et al. 2008^b). O vysvětlení úspěchu, ale i neúspěchu nepůvodních druhů, se pokusila již řada autorů, kteří formulovali řadu hypotéz. Důležité jsou schopnosti nejen samotných druhů, ale i vlastnosti nově osidlovaných území a společenstev (Jehlík, 1998; Radosevich et al., 1997; Chytrý et Pyšek, 2008). Významným faktorem je i sukcesní stáří stanoviště (Prach et al., 2008). Chytrý et Pyšek (2008) podotýkají, že náchylnost společenstev k invazibilitě často souvisí s existencí volných nik, absencí konkurentů, častými nebo silnými disturbancemi, nebo nadbytkem zdrojů, které původní vegetace nestíhá spotřebovat. Naproti tomu uvádějí, že rezistentní společenstva jsou zpravidla málo narušována a současně trvale omezena nedostatkem některého zdroje.

Proces invaze předpokládá, že se nepůvodní druhy nějakým způsobem prosadí mezi druhy domácimi (Chytrý et Pyšek, 2008; Joshi et al., 2014; Zheng et al., 2015). Podle Radosevich et al. (1997) jsou tyto druhy charakteristické krátkým a jednoduchým životním cyklem, vysokou plodností a genetickou variabilitou. Důležitost vysoké plodnosti potvrzuje i Williamson et Fitter (1996), kteří zdůraznili závislost přísunu diaspor na úspěchu invaze. I odolnější společenstvo může být poměrně silně invadováno za předpokladu vysokého přísunu diaspor nepůvodních

druhů (Chytrý et Pyšek, 2008).

Úspěch některých invazních druhů není založen na vysoké genetické variabilitě, ale je postaven na schopnosti rychlého vegetativního rozmnožování. Příkladem mohou být níže popsané křídlatky, u kterých je vegetativní rozmnožování hlavním způsobem šíření zejména v sekundárním areálu (Berchová-Bímová et Mandák, 2008).

Dalším z možných vysvětlení rozdílů v invazní úspěšnosti nepůvodních druhů rostlin je naturalizační hypotéza, kterou formuloval Charles Darwin již v roce 1859. Podle ní budou v oblasti kompetice úspěšnější nepůvodní druhy, které v nepůvodním areálu postrádají blízké příbuzné taxony. Nepříbuzné druhy se méně překrývají ve využívání zdrojů a také sdílejí menší spektrum specializovaných nepřátel (Dostál et Palečková, 2011). Darwinova naturalizační hypotéza nebyla doposud jednoznačně potvrzena či vyvrácena a lze v ní najít podobnost s další hypotézou - evoluce větší konkurenční schopnosti (EICA – Evolution of Increased Competitive Ability)(Blossey et Nötzold,1995).

EICA předpokládá, že rostliny, které se při zavlečení zbaví přirozených nepřátel, procházejí selekcí, jež konkurenčně zvýhodňuje jedince investující více zdrojů do růstu a méně do tvorby morfologické nebo chemické pasivní ochrany proti herbivorům nebo patogenům (Blossey et Nötzold, 1995; Pyšek et Prach, 2008). EICA nebyla doposud jednoznačně potvrzena ani vyvrácena (Joshi et al., 2014). Hypotéza EICA také souvisí s hypotézou úniku před nepřáteli (ERH – Enemy Release Hypothesis) (Keane et Crawley, 2002), která předpokládá, že invazní druhy jsou úspěšné mimo jiné proto, že v nepůvodním areálu chybí jejich škůdci (Pyšek et Sádlo, 2004; Pyšek et al., 2008^a). Hypotéza byla například prokázána u některých evropských druhů rostlin zavlečených do Severní Ameriky, kde ztratily většinu houbových patogenů a virů, z původního areálu (Mitchell et Power 2003). Nicméně je třeba brát v úvahu i roli abiotického prostředí či rozdíly v konkurenceschopnosti jednotlivých druhů (Joshi et al., 2014; Zheng et al., 2015). Joshi et al. (2014) pak poukazují zejména na invazní úspěšnost rostlin díky produkci značného množství biomasy a semen.

S genetickým pokrokem přitahuje pozornost i polyploidie (duplikace celého genomu), která byla rovněž navržena jako důležitý určující faktor rostlinných invazí. Tato změna hraje významnou roli ve vývoji rostlin a může drasticky změnit rostlinou

morfologii, fyziologii a ekologii v rámci jedné nebo několika generací, a být příčinou úspěchu v silně proměnlivém prostředí (Te Beest et al., 2012).

3.1.3 Vliv invaze na původní společenstva

Invazní druhy jsou jednou z hlavních biotických stresorů v původních ekosystémů po celém světě (Radosевич et al. 1997; Pimentel et al., 2005; Chytrý et Pyšek, 2008; Early et al., 2006). Impakty zavlečených druhů na biodiverzitu jsou nejen celkově různorodé, ale liší se i šíří spektra svého působení, proto je jen velmi obtížné predikovat či stanovit jejich dopad na původní společenstva. Invaze jsou navíc často rozpoznány, až když probíhají. Chybí tak srovnatelná data o stavu invadovaných systémů před invazí (Pyšek et al., 2008^a; Hejda et al, 2009).

Obecně lze však říci, že původní taxony v invadovaném areálu nejsou často připraveny na kompetici se silně dominantním invazním druhem, s nímž nikdy nepřišly do styku. Postupně dochází k narušení přirozené dynamiky systému, které vede k vymizení řady původních druhů a na ně vázaných organismů. Některé invazní druhy se navíc úspěšně kříží s původními, čímž ohrožují jejich specifickou genetickou variabilitu (Marková et Hejda, 2011). Příkladem křížení s domácími druhy jsou violky v Krkonoších, kde původní druh *Viola lutea* subsp. *sudetica* (violka žlutá sudetská) a zavlečená *V. tricolor* (v. trojbarevná) vytvářejí stabilní populace hybridů (Krahulcová et al. 1996). Unikátní místní genotypy jsou tak nahrazeny genotypy novými, čímž dojde ke stírání taxonomických hranic mezi oběma druhy.

Invazní druhy mohou také konkurovat domácí flóře v odlákání opylovačů (Chittka et Schürkens, 2001). K rozsáhlým změnám může dojít zejména, pokud je nepůvodní druh dostatečně dominantní a je schopen měnit podmínky prostředí (toky látek, energií, dostupnost dusíku, fosforu vody aj.) (Pergl, 2008). Richardson et al. (2000) užívá pro tyto druhy termín transformers. Tyto změny jsou důsledkem odlišného využívání zdrojů nepůvodním druhem či jeho schopností do systému limitující zdroje dodávat (Pergl, 2008). Uvedme například Severoamerické akáty vytvářející mykorhizní vztahy se symbiotickými s hlízkovitými bakteriemi, které jsou schopné fixovat vzdušný dusík. Tím však dochází k nadměrnému obohacování stanovišť dusíkem a k následné změně jeho druhového složení. (Kastler et Samimi, 2013). V České republice je dobře známá *Pinus strobus* (borovice

vejmutovka), která svým chováním způsobuje destrukci přirozených lesních společenstev (např. v Labských pískovcích). Vysokým opadem jehličí mění půdní vlastností a likviduje bylinný podrost. Rovněž i přirozené zmlazení stanovištně původních dřevin nemá šanci konkurovat v jejím hustém zápoji (Hadincová et al., 1997).

Zdokumentované případy působení na biodiverzitu v České republice lze uvést i pro invazní bezobratlé např. *Astacus leptodactylus* (rak bahenní, u nás již od roku 1892) se kříží s *Astacus astacus* (rakem říčním), navíc je jeho potravním i prostorovým konkurentem. Další záměrně introdukovaný *Orconectes limosus* (rak pruhovaný) u nás od roku 1988) je přenašečem račího moru, ale sám je téměř imunní (Petroušek, 2006). Nesmíme zapomínat i na invazní savce, kteří často bývají konkurencí pro autochtonní druhy živočichů. Např. *Nyctereutes procyonoides* (psík mývalovitý) vykazuje potravní a úkrytovou konkurenci s *Vulpes vulpes* (liškou obecou) a *Meles meles* (jezevcem lesním). Dále Východoasijský *Cervus nippon* (jelen sika) poškozují stromy okusem a loupáním, navíc dochází k jeho hybridizaci s *Cervus elaphus* (jelenem lesním).

Šíření invazních druhů také vyvolává konflikt s lidskými aktivitami. Jako příklad dobře poslouží invaze *Dreissena polymorpha* (slávičky mnohotvárné, původní v Kaspickém moři) do Velkých jezer Severní ameriky. Tento nenápadný živočich byl pravděpodobně přenesen v balastní vodě evropského tankeru. *Dreissena polymorpha* se posléze rozšířila v celé oblasti Mississippi a všemi směry v oblasti Velkých jezer. Svým šířením způsobuje ekonomické škody v rybářství, na přehradách, vodních elektrárnách, čističkách odpadních vod (Primack et al., 2011). Z rostlinných druhů jmenujme například křídlatky, které dokáží svým mohutným oddenkovým systémem narušovat základy bydov, zdí a hrází. Tento oddenkový systém sahá i do několikametrových hloubek a způsobuje škody v oblasti toků. Zejména díky narušení stability říčních břehů, zanášení toků a snižování jejich hloubky. Nahromaděná biomasa křídlatek může navíc bránit plynulému průtoku vody a způsobit tak lokální záplavy (Křivánek, 2004).

Další změny podmínek prostředí vyvolané invazními druhy uvádějí např. Henderson et al. (2006) a Pergl (2008).

3.2 Evropská legislativa na omezování invazních druhů

Jen dobrá metodika a přesná legislativa navazující na mezinárodní spolupráci, napomůže správnému nakládání s invazními druhy. Dle Štajerové et al. (2015) musí být cílová strategie z praktických důvodů dostatečně jednoduchá a přehledná, zároveň je však třeba, aby rozlišovala mezi jednotlivými skupinami druhů a reflektovala i odlišnost mezi invadovanými společenstvy. Tyto předpoklady bychom mohli nalézt např. v přehledně zpracované Metodice mapování invazních (vybraných nepůvodních) druhů a Metodice monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů (Pergl et al., 2016). Obě metodiky nejsou jen značným přínosem pro úspěšný monitoring stávajících invazí, ale i nástrojem k včasnému zachycení hrozby v počátcích invaze.

Zakotvení problematiky nepůvodních druhů v legislativě ČR a Evropy je dosud značně neuspořádané, a to i přes vzrůstající aktivitu Evropské komise v posledních letech. Nejlepší situace je u škodlivých organismů v zemědělství a lesnictví, kde je kromě několika právních předpisů velmi dobrá spolupráce států na mezinárodní úrovni (Pergl et al., 2013).

Nový legislativní rámec pro zacházení s nepůvodními, a zejména invazními druhy, vytvořil legislativní předpis – Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. V současnosti zahrnuje 37 druhů planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů. Avšak v tomto dokumentu chybí řada invazních druhů naší přírody včetně křídlatek. Je tedy nutné vytvořit vlastní seznamy prioritních invazních druhů, což je zakotveno i ve výše zmíněném nařízení (invazní nepůvodní druhy nezařazené na celounijní seznam mohou členské státy zanést na vlastní soupisy). Pro tuto potřebu vytvořil tým odborníků v čele s Janem Perglem černý, šedý a varovný seznam prioritních nepůvodních druhů v ČR, který je podrobněji popsán níže.

3.2.1 Legislativa České republiky

V právním řádu České republiky je problematika nepůvodních druhů řešena poměrně obecně, včetně invazních druhů rostlin a živočichů, které nejsou doposud jednoznačně zahrnuty v žádné platné právní úpravě ČR (Pergl et al., 2013). V oblasti

ochrany přírody tak není současná legislativa dostačující a nemůže adekvátně reagovat na aktuální hrozby biologických invazí (Pergl et al., 2016).

Za klíčový se dá prozatím pokládat § 5 odst. 4, Zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, v němž stojí, 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“, přičemž toto ustanovení zároveň definuje nepůvodní druh jako geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu (AOPK ČR, 2016; MŽP ČR, 2016).

V současné době je projednávána novelizace tohoto zákona s cílem implementovat nařízení Evropského parlamentu a Rady EU č. 1143/2014 (o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů) a soubežně také implementovat nařízení č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře (Dolejský, 2017).

Dalším dokumentem, který zmiňuje nepůvodní druhy a určuje cíle, kterých by mělo být dosaženo, je Státní politika životního prostředí. Ta požaduje zejména:

- návrh a realizaci komplexních a systémových opatření k snížení negativního vlivu druhů s nepříznivými dopady na biologickou rozmanitost či hospodářskou produkci (prevenci včetně hodnocení nebezpečí, monitoring, včasnou reakce, likvidaci (eradikaci) či dlouhodobou regulaci),
- usměrňování míry využívání druhů s nepříznivými dopady na biologickou rozmanitost či hospodářskou produkci a druhů s neprověřenými vlastnostmi na pozemcích v majetku státu. Na ostatním území zajistit podporu omezení jejich využití a regulaci v rámci zásad správné zemědělské praxe, lesnického hospodaření a vodohospodářských postupů,
- omezení rizika zavlékání a šíření nepůvodních invazních druhů v rámci obchodu a dopravy,
- vytváření a realizaci programů k potlačení vybraných druhů s nepříznivými dopady na biologickou rozmanitost či hospodářskou produkci, případně ve vybraných územích (Pergl et al., 2013).

Dále se nepůvodních a invazních druhů dotýká především:

- Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči, v platném znění a navazující vyhláška č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlečení a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů, v platném znění,
- Zákon č. 78/2004 Sb. o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty, v platném znění,
- 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, v platném znění.

3.2.2 Černý, šedý a varovný seznam nepůvodních druhů v ČR

Černý, šedý a varovný seznam nepůvodních druhů v ČR vypracovali Pergl et al. (2016). Při jeho zpracování vycházeli ze seznamů nepůvodních druhů rostlin (Pyšek et al., 2012^c) a živočichů (Šefrová et Laštůvka, 2005) vyskytujících se u nás ve volné přírodě. Jedná se o nejnovější navržený systém určený pro posuzování rizik vlivu na biodiverzitu a fungování ekosystému, jehož komplexní přehledná struktura by mohla být časem implementována i do politických nástrojů (Pergl et al., 2016).

Černý seznam obsahuje nejvýznamnější invazní druhy, jejichž likvidace a management je prioritní. Tyto druhy jsou rozděleny do třech podskupin podle charakteru doporučeného managementu. Šedý seznam zahrnuje druhy s menším, ale nikoliv zanedbatelným vlivem, jejichž omezování má v určitých podmínkách smysl, a druhy s dosud neznámým impaktem, které však vyžadují princip předběžné opatrnosti. Varovný seznam se skládá z druhů, které se ve volné krajině dosud nevyskytují, ale může hrozit jejich zavlečení nebo rozšíření z kultury (Pergl, et al., 2016).

V černém seznamu se mimo jiné nacházejí i tři níže popsané křídlatky (*F. japonica* var. *japonica*, *F. sachalinensis* a *F. ×bohemica*) s doporučeným stratifikovaným přístupem (kontrolní management v krajině).

3.3 Ekologie studovaných taxonů křídlatek

3.3.1 Původ a současné rozšíření

Fallopia japonica var. *japonica* (dále jen *F. japonica*) se hojně vyskytuje po celém území ČR (Mandák et Berchová, 2009), avšak za primární areál je považována Korea, Čína a Japonsko, kde její lokality vystupují až do výšky 4000 m n. m. (Chrtek, 1990).

První zmínky pocházejí z 18. století, kdy ji ze sušeného materiálu z Japonska popisuje Houttuyn (1777) jako *Reynoutria japonica*. Sazenice byla dovezena v roce 1825 z Číny a pokusně pěstována v londýnském parku Chiswick, ale uhynula. Úspěšně byla dovezena a rozmnožena Sieboldem v Nizozemí (Bailey et Conolly, 2000).

O popularizaci se zasloužila zejména zemědělská a zahradnická společnost v Utrechtu, která ji v r. 1847 udělila zlatou cenu za nejzajímavější novou okrasnou rostlinu (Bailey et Conolly, 2000 ex Siebold, 1848). V prodejních cenících byla rovněž vychvalována její schopnost chránit sazenice před větrem a sluncem, léčivá síla oddenků či možnost zkrmovat mladé stonky i listy (Bailey et Conolly, 2000).

V Evropě rostoucí *F. japonica* pochází pravděpodobně z jediného samičího klonu, dovezeného koncem 40. let 19. století Phillipem von Sieboltem do města Leiden v Nizozemsku. Brzo si získala oblibu a jako okrasná rostlina (známá pod názvem *Polygonum sieboldii*) se šířila do okolních zemí (Bailey et Conolly, 2000). Časem však osídlila rozsáhlá území a z vychvalované rostliny se stal obtížný plevel (Mandák et al., 2004). Některé záznamy také naznačují, že někteří jedinci tohoto druhu byli dovezeni do Velké Británie přímo z Číny, ale pravděpodobně tyto rostliny nepřežily (Bailey et Conolly, 2000).

U nás se s ní setkáváme od roku 1883 jako se záměrně vysazenou parkovou rostlinou (nejstarší herbářová položka byla sbírána v Netolickém parku). Mezi první a druhou světovou válkou byly klony *F. japonica* běžně prodávány v několika zahradních centrech v České republice, odtud postupně expandovaly do volné krajiny a v roce 2000 dosáhly již 1335 lokalit výskytu (Mandák et al., 2004).

Druhá varieta, *F. japonica* var. *compacta* u nás nedosahuje takového rozšíření (zplanělá byla nalezena pouze třikrát), ani prozatím nevykazuje invazní charakter. Nejstarší (1948) doložený záznam o jejím pěstování pochází ze zahrady u Rychnova nad Kněžnou. Zplanělý byl tento taxon nalezen Rudolfem Hlaváčkem v roce 1995 na Šumavě, kam pravděpodobně unikl z kultury (Mandák et al., 2004).

Za primární areál výskytu považují Hirose et Tateno, (1984) horu Fudži (Japonsko), kde dominuje jako pionýrský druh při osidlování extrémních lávových polí (Kurose et al., 2006). Mimo něj se dostala zejména po roce 1841, jako okrasná a medonosná rostlina pod názvem *Polygonum pictum*, avšak nedosáhla takové oblíbenosti jako var. *japonica* (Bailey et Conolly, 2000).

Původní areál rozšíření *F. sachalinensis* je omezen na poloostrov Sachalin (Rusko), Kurilské ostrovy, ostrov Honšú a Ullung-do (mezi Japonskem a Koreou) (Bailey et Conolly, 2000, Sukopp et Schick 1991). Yonekura a Ohashi (1997) navíc rozlišují *F. sachalinensis* var. *intermedia* rostoucí na severu ostrova Hokkaido.

Současný sekundární areál výskytu *F. sachalinensis* je podobný areálu *F. japonica* (Mandák et Berchová, 2009) a rovněž i toto nepůvodní rozšíření je spjato s člověkem. Do Evropy byly přivezeny samčí i samičí rostliny *F. sachalinensis*, a to celkem třikrát (1855, 1861, 1864), vždy do botanické zahrady v Petrohradu (Bailey et Conolly 2000). Odtud se dál šířily do parků, okrasných zahrad a posléze i do volné přírody (Obr. č. 1).



Obr. č. 1: *Fallopia sachalinensis* postupně proniká do lesních společenstev (lokalita: Úvaly, říjen 2016).

Na našem území byla *F. sachalinensis* poprvé (1921) sbírána Vojtěchem Vlachem ve středních Čechách v blízkosti Kolína, avšak je možné se domnívat,

že se vyskytovala i o dost dříve (historické záznamy podobnou rostlinu zmiňují již z roku 1869 v Třeboni) (Pyšek et Prach, 1993). V roce 2000 bylo zaznamenáno již 261 lokalit výskytu (Mandák et al., 2004).

O rozšíření křížence *F. japonica* a *F. sachalinensis*, tj. *F. ×bohemica* v původních stanovištích není známo mnoho, výskyt byl potvrzen v severním Japonsku v oblastech překryvu areálu obou rodičovských druhů (Bailey 2003). Nejčasnější (1872) herbářová položka taxonu pochází z botanické zahrady v Manchesteru, nicméně existují domněnky, že by se mohlo jednat o *F. sachalinensis* (Bailey et Conolly, 2000).

Nejstarší (1950) herbářová položka *F. ×bohemica* sbíraná na našem území pochází od Josefa Dostála, jednalo se o rostliny pěstované v botanické zahradě Univerzity Karlovy v Praze. Historie její introdukce není zcela jasná, neboť rostliny mohly být zaměňovány s rodičovskými taxony, jelikož byl tento druh popsán poměrně nedávno (Chrtěk et Chrtková, 1983).

3.3.2 *Invadovaná stanoviště*

Preferencí stanovištních podmínek se například zabývali Bímová et al., 2004; Kovaříková et al., 2010. Podle Bímová et al. (2004) bylo zjištěno, že křídlatky invadují společenstva s pravidelným režimem disturbance zejména vrchní vrstvy půdy, vlhčí a s vyšším obsahem živin. Kovaříková et al. (2010) se zaměřili na efektivitu růstu *F. ×bohemica*. Nejvyšší biomasa byla rovněž potvrzena na substrátech s vysokým obsahem živin, zejména kompostu. Tento tříletý experiment zaznamenal i schopnost růstu *F. × bohemica* na rozlehlých uhelných důlních výsypkách, na kterých ji navíc navrhuje záměrně pěstovat jako zdroj resveratrolu a emodinu pro farmaceutické účely.

V sekundárním areálu jsou křídlatky výrazně vázány na lidská sídla (Mandák et al., 2004), což sebou přináší i řadu nepříjemností. Křídlatky jsou schopné v důsledku prorůstání oddenkového systému poškozovat základy staveb, zdí a protipovodňových hrází (Beerling, 1991), znepřístupnit invadované plochy (Berchová-Bímová et Mandák, 2008) či prorůst do orné půdy (Obr. 2, 3). Mimo ně je také nacházíme i na rumištích, na lesních okrajích, loukách a pastvinách (Beerling et al., 1994).



Obr. č. 2: Kukuřičné pole s prorůstající *F. ×bohemica* (lokalita: Nové Jirny, květen 2016).



Obr. č. 3: *Fallopia ×bohemica* je zdatným konkurentem zemědělských plodin (lokalita: Nové Jirny, říjen 2016).

Fallopia japonica se u nás nejčastěji vyskytuje podél silnic, *F. ×bohemica* je běžnější v okolí vodních toků a zahrad, *F. sachalinensis* se stále často pěstuje na zahradách, odkud se pak dál šíří (Mandák et al., 2003; Mandák et al., 2004), navíc dokáží snášet stresové podmínky ve formě zasolení, což jim přináší výhodu v podobě možného rozšíření i na tato stanoviště (Rouifed et al., 2012; Richards et al., 2016).

3.3.3 Fenologie

Fenologie studovaných druhů křídlatek má mnoho společných prvků. Délka vegetační doby trvá přibližně 8 měsíců. Mladé rostlinky vyráží z podzemních oddenků v průběhu dubna a jejich růst je na jaře velmi rychlý (Šrubař, 2006). Nárůst biomasy má v průběhu sezóny dva vrcholy, první je v polovině června, kdy nejvíce biomasy je soustředěno do listů, a druhý je koncem srpna v době kvetení (Berchová-Bímová et Mandák, 2008 ex Pergl, 2001). Křídlatky kvetou zpravidla od července (*F. japonica* a *F. ×bohemica*) až srpna (*F. sachalinensis*) do září (Cvachová et al., 2002).

S nastupujícím podzimem po odkvetení a vytvoření generativních rozmnožovacích částí (semen, plodů apod.) rostliny stěhují zbylé asimiláty v podobě cukrů do pozemních kořenových systémů (Šrubař, 2006). Vegetační období je zpravidla ukončeno prvními podzimními mrazíky, kdy uhynou nadzemní části. Zimu přežívají ve formě oddenků (Beerling et al., 1994; Šrubař, 2006). Během zimního období zůstávají suché výhony vzpřímené (Obr. č. 4) až do příští vegetační periody, a tím vytvářejí ochranné krycí prostředí pro nově rašící výhony na jaře (Kroutil, 2011).



Obr. č. 4: Nadzemní výhony *F. ×bohemica* v zimním období (lokalita: Havlíčkův Brod, leden 2016).

Mladé rostliny jsou citlivé na pozdní jarní nebo časně podzimní mrazy, případně letní sucho. Mrazy rovněž poškozují dozrávající semena (Barney et al., 2006).

Někteří autoři (Radosewicz, 1997; Clements et al., 2004, Clements

et Ditommaso, 2011) upozorňují, že probíhající klimatická změna napomůže k dalšímu rozšíření invazních druhů. Rostliny vyskytující se původně v teplých krajích tak dostávají možnost expandovat do dalších lokalit, na místa pro ně v minulosti nevhodná (Pyšek et al., 2000). Nabízí se tedy otázka, zda probíhající klimatická změna ovlivní i současné areály rozšíření křídlatek. S největší pravděpodobností ano. Například výskyt křídlatek ve volné přírodě byl zaznamenán i v chladnějších oblastech – na Aljašce (AKEPIC, 2016) a v Kanadě (Groeneveld et al., 2014).

Groeneveld et al. (2014) testovali, zda oteplování klimatu umožňuje křídlatkám (*F. japonica*, *F. ×bohemica*) produkovat životaschopná semena poblíž jejich severní hranice distribuce. Výzkum zaměřili na provincii Québec (Kanada). Tato studie potvrdila citelný vliv změny klimatu na fenologii křídlatek. Dle zjištění byl geografický limit pro produkci životaschopných semen v Severní Americe prodloužen asi o 500 km severně od dříve uváděného limitu (až do okolí města Québec). Dále ve své studii upozorňují na nebezpečí plovacích semen hybridu, která by mohla brzy zahájit masivní zamoření říčních ekosystémů severovýchodní části Severní Ameriky. Na potencionální invaze křídlatek v Kanadě upozorňují i Chai et al. (2016). Jejich modelace klimatických změn a posouzení rizik v provincii Alberta nastiňuje velmi pravděpodobnou změnu přírodních stanovišť. Tyto habitáty pak poskytnou vhodné podmínky pro řadu invazních rostlin včetně křídlatek.

3.3.4 Způsob rozmnožování

Všechny výše popsané taxony křídlatek se velmi úspěšně vegetativně množí, zejména regenerací úlomků lodyh a oddenků (Beerling et al. 1994; Bímová et al. 2003; Bailey et al., 2007; Berchová-Bímová et Mandák, 2008; Parepa et al., 2014), čímž vznikají identické klony mateřských rostlin (Mandák et al., 2005). Tato schopnost výrazně zvyšuje jejich invazní potenciál (Parepa et al., 2014), a proto byly hlouběji studovány regenerační rozdíly mezi jednotlivými taxony rodu (Bímová et al., 2003) či konkurenční zdatnost (Bímová et al., 2004; Parepa et al. 2014). Bímová et al. (2003) uvádějí, že *F. japonica* a *F. ×bohemica* má až dvakrát vyšší schopnost obnovy z oddenku než ze stonku. Nejvyšší podíl nově vzniklých jedinců byl pozorován u *F. ×bohemica*, kterou tak považují za nejúspěšnější taxon českých zástupců rodu. Naopak *F. sachalinensis* regenerovala lépe z lodyhy. Nižší

oddenkovou regeneraci *F. sachalinensis* potvrzuje i Parepa et al. (2014). Regenerace je možná i z velmi malých úlomků lodyh či oddenků (Beerling et al., 1994) obsahujících alespoň jeden nod s vegetativním pupenem. V internodiích byl doposud pozorován pouze růst adventivních kořenů. Intenzita tohoto procesu je značně ovlivněna prostředím. Segmenty položené na půdním povrchu regenerují velmi málo a může dojít až k jejich úplnému vysušení. Obecně jim svědčí vlhké prostředí. Oddenky regenerují lépe ve vlhké půdě na rozdíl od lodyh, které regenerují snadněji ve vodě (Berchová-Bímová et Mandák, 2008).

Díky vegetativnímu množení čerpá nová rostlina zásobní látky ze segmentu, ale nemůže měnit své vlastnosti a přizpůsobovat se tak lépe okolním podmínkám. Genetická variabilita je získávána pohlavním (generativním) rozmnožováním a nové invazně úspěšné genotypy se pak následně mohou šířit v krajině. Úspěšné generativní rozmnožování je ovšem na našem území relativně vzácnou událostí (Bímová et al. 2004; Berchová-Bímová et Mandák, 2008).

Fallopia japonica, ač každým rokem velmi bohatě kvete, se v sekundárních areálech generativně rozmnožovat nemůže díky nepřítomnosti samčích rostlin (Bailey et Conolly, 2000; Berchová-Bímová et Mandák, 2008). Naopak populace *F. sachalinensis*, a zejména *F. ×bohemica*, vykazují na některých lokalitách vyšší genetickou variabilitu, která by mohla být výsledkem mnohonásobných introdukcí z původního areálu, anebo příležitostného sexuálního rozmnožování (Bímová et al., 2004; Mandák et al., 2004;).

Jak už bylo uvedeno, *F. sachalinensis* se u nás vyskytuje ve dvou pohlavích (samčích a samičích), může tak sloužit jako dárce pylových zrn a opylovat samičí klony *F. japonica*, pokud se nacházejí v dostatečné blízkosti (Mandák et Pyšek, 1996; Berchová-Bímová et Mandák, 2008; Baiely et al., 2009;). Díky tomuto křížení vznikl nový taxon popsáný jako *F. ×bohemica* (Chrtěk et Chrtková, 1983), který může následně projít zpětným křížením s jedním z rodičů (Bailey et al., 2009). Nicméně Bímová et al. (2008) ve své studii poukazují na vyšší mortalitu těchto hybridních semenáčků a tím i na jejich vzácné úspěšné uchycení (hybridní genotypy se dál šíří převážně vegetativně), avšak v údolí řeky Morávky se vyskytují populace kříženců s nezvykle vysokou genetickou variabilitou, což naznačuje na úspěšné generativní rozmnožování i v rámci kříženců (podrobněji Berchová-Bímová et Mandák, 2008).

Změny genetické diverzity křídlatek byly za použití molekulárních metod potvrzeny i v areálech Polsku. V porovnání s původními populacemi, jsou polské populace charakterizovány odlišnou reprodukční strategií s velmi vysokou úrovní klonality (Bzdega et al., 2016).

3.3.5 *Oddenkový systém*

Všechny výše uvedené taxony křídlatek dokáží vytvářet rozsáhlou síť oddenkového systému (Beerling et al. 1994; Bímová et al. 2003; Bailey et al., 2007; Šrubař, 2006; Berchová-Bímová et Mandák, 2008), do něhož na podzim zatahují translokačním proudem asimiláty z nadzemních částí, z nichž pak na jaře čerpají sílu pro nastartování růstu lodyh a listů (Šrubař, 2006).

Fallopia japonica vytváří poměrně mohutné parciální trsy se třemi až čtyřmi nadzemními výhony, spojené dlouhými oddenky. Naopak *F. sahalinensis* tvoří parciální trsy menší, většinou pouze s jedním nadzemním výhonem. Oddenky spojující parciální trsy jsou kratší a silnější. Hybrid *F. ×bohemica* pak stojí fyziognomií růstu klonů mezi oběma rodičovskými druhy (Berchová-Bímová et Mandák, 2008).

Tento kořenový systém způsobuje změny v půdním prostředí (Adachi et al., 1996; Hejda et al., 2009), do kterého křídlatky patrně i vylučují inhibiční chemické sloučeniny (alelopatické látky) negativně ovlivňující původní společenstva (Murell et al., 2011).

Nepůvodní druhy často ovlivňují půdní prostředí i zvýšeným poutáním dusíku pomocí mykorhizních vztahů. U *F. japonica* i *F. sachalinensis* nebyla tato schopnost prokázána (Harley et Harley, 1987). Neočekávala se proto ani u hybridní *F. ×bohemica*, nicméně dle nových poznatků, je za určitých okolností schopna tyto vztahy uskutečnit (podrobněji Kovářová et al., 2010).

3.3.6 *Konkurence a vliv na ekosystém*

Vliv invaze křídlatek na jednotlivá společenstva na našem území je značný, dochází k téměř úplné eliminaci ostatních druhů (Bímová et al., 2004; Horáčková et al., 2014). Nejvyšší míra ovlivnění byla zjištěna u společenstva s pravidelným režimem disturbance zejména vrchní vrstvy půdy, vlhčí a s vyšším obsahem živin. Naopak

nejméně invadována byla sukcesně pokročilejší společenstva (lesy) a společenstva s určitým kontinuálním managementem. Rostliny schopné koexistence s křídlatkou byly jarní geofyty, které dokončí svůj životní cyklus dříve, než dojde k plnému vývinu křídlatky, či konkurenčně zdatné nitrofilní druhy, jako *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá), *Geranium robertianum* (kakost smrdutý) či *Aegopodium podagraria* (bršlice kozí noha) (Bímová et al., 2004).

Konkurenčním vlivem křídlatek se zabývalo značné množství autorů (Bímová et al., 2004; Murell et al., 2011; Horáčková et al., 2014; Parepa et al., 2014), řešena byla i otázka odolnosti vůči herbivorům (Krebs et al., 2011). Parepa et al. (2014) ve své studii potvrzuje vyšší konkurenční zdatnost *F. ×bohemica* oproti rodičovským taxonům. V kontrolovaných podmínkách dokázala vytvořit téměř trojnásobné množství biomasy ve srovnání s *F. japonica* a *F. sachalinensis*. Hybridizace tak výrazně zvýšila invazní potenciál rostlin. Invazivní charakteristiky *F. ×bohemica* můžou představovat příklad invaze přes hybridizační hypotézu čili nadřazenosti hybridů nad jejich rodičovskými druhy, což zajišťuje jejich vysoký úspěch (Parepa et al., 2014). Vyšší vitalitu a invazní schopnost prokázala rovněž při výzkumu in situ (v údolí řeky Jizery) (Bímová et al., 2004). Podle Murell et al. (2011) není vysoký ekologický dopad *F. ×bohemica* pouze výsledkem soutěže o sdílení prostředků, ale také zásluhou silné schopnosti alelopatie. Nicméně Parepa et al. (2014) tuto schopnost během experimentu nezaznamenali. Další předností *F. ×bohemica* je značná regenerace z oddenků (Bímová et al., 2003, Pyšek et al., 2003). Toto vše by mohlo napomoci vysvětlit proč se u nás *F. ×bohemica* šíří daleko rychleji než rodičovské taxony (Mandák et al., 2004), které by mohla postupně vytlačit (Bímová et al., 2004).

Další možnou příčinou úspěšného šíření křídlatek v nepůvodních areálech, by mohla být hypotéza větší konkurenceschopnosti (EICA) (Blossey et Notzold, 1995; Pyšek et Prach, 2008). Podle Krebs et al. (2011) vykazují křídlatky vyšší úroveň odolnosti vůči herbivorům než původní druhy rostlin, což naznačuje, že oba rodičovské druhy a hybridní *F. ×bohemica* mohli do značné míry uniknout svým přirozeným herbivorům v původním areálu výskytu. Nejvyšší úroveň odolnosti proti všem testovaným býložravcům prokázala *F. japonica*.

Zajímavou studii se zaměřením dopadů rostlinné invaze křídlatek na původní společenstva měkkýšů v lužních lesích provedla Horáčková et al. (2014) s výsledkem výrazného negativního poklesu zejména šneků a drobnějších měkkýšů (nejsilnější dopad vykazovala *F. sachalinensis*).

3.4 Metody likvidace studovaných taxonů křídlatek

Na likvidaci křídlatek byla již navržena a použita řada metod (Kurose et al., 2006; Šrubař, 2006; Bashtanova et al., 2009; Barták et al., 2010), nicméně úspěšnou eradikaci často komplikuje rychlá regenerace rostlin z lodyh a spletitého kořenového systému (Bímová et al., 2001; Bímová et al., 2003; Bímová et al., 2004, Šrubař, 2006). Proto se musí regulační management aplikovat několikrát do roka, často i více sezón po sobě, aby se dostavily očekávané výsledky (Berchová-Bímová et Mandák, 2008). Zvláště důležité je zachytit počáteční stav výskytu, protože pokud dojde k zaplevelení velkých ploch křídlatkou, je její likvidace značně finančně náročná, popř. zcela nemožná (Kroutil, 2011).

I na našem území došlo k řadě projektů s cílem potlačení těchto invazních taxonů. Například účinnost jednotlivých likvidačních metod na porosty křídlatek v Moravskoslezském kraji testovali a přehledně zpracovali Barták et al. (2010). Odezvy křídlatek na různé managementové zásahy sledovali také Brabec et Pyšek (2000) a Bímová et al. (2001). Bímová et al. (2001) upozorňují na rozdílné reakce jednotlivých taxonů na tyto techniky. Zatímco u *F. japonica* a *F. sachalinensis* postačovalo pouze mechanické narušování v kombinaci s postřikem herbicidu, pro hybridní *F. ×bohemica* nebyla dostatečně účinná žádná z těchto metod. Brabec et Pyšek (2000) se ve svém výzkumu zaměřili zejména na účinek tradičního hospodaření (pastvu koz a ovcí) na počáteční fázi invaze křídlatek do středně vlhkých sečených luk v Chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko (podrobněji kapitola 3.4.5).

3.4.1 Aplikace herbicidu postřikem na list

Aplikace herbicidu postřikem na list je metoda, která je založená zejména na účinku glyfosátových herbicidů (např. Roundup) a také je často zvolena při potlačování invazních druhů rostlin včetně křídlatek (Child et Wade 2000; Šrubař 2006; Barták

et al., 2010). Při managementu musí být herbicidem zasažena maximální listová plocha. U rozsáhlejších porostů je tedy nutné prosekat průchody, aby bylo možné herbicid aplikovat i na spodní patra listů (Barták et al., 2010).

V posledních letech je velmi diskutovanou otázkou nejvhodnější doba aplikace herbicidů vedoucí k úspěšnému potlačení křídlatek. Důraz je kladen na fyziologické období rostlin (Šrubař, 2006), zejména na aktivitu oddenků a užití cíleného typu herbicidu (Bashtanova et al., 2009).

Při likvidaci křídlatek na našem území se používá tzv. Beskydský postup spočívající v postřikání listů na konci vegetační sezóny, tedy na přelomu srpna a září, v době květu křídlatek. V té době se rostliny připravují na překonání zimního období mimo jiné i zatažením asimilátů obsažených v nadzemních částech rostlin do oddenkového systému. Glyfosát se tak dostává přednostně do zásobních orgánů (Šrubař, 2006). Klíčové je nevytrhávat, nekosit nebo jinak mechanicky nepoškodovat cílové rostliny, aby nedošlo k porušení vodivých pletiv. Další používaná metoda je založena na aplikaci herbicidu v průběhu vegetačního období rostlin. První postřik se provádí na jaře (květen, červen), kdy křídlatky vyrůstají, dosahují výšky málo nad 1 metr a jsou olistěné. Postřik se znovu opakuje po 2 až 3 měsících dle potřeby (Barták et al., 2010).

Podle zkušeností z aplikace herbicidů na mnoha lokalitách v České Republice je účinek herbicidu pouze krátkodobý. A tak se musí postřik opakovat, často i více sezón po sobě, aby se dostavily očekávané výsledky (Berchová-Bímová et Mandák, 2008).

3.4.2 Aplikace herbicidu vpichy do stvolů

Injektáž herbicidu do stvolů rostlin je vhodná na ochranněsky hodnotných lokalitách, kde hrozí riziko zasažení okolní vegetace herbicidem, nebo v okolí vodních zdrojů a v jejich ochranných pásmech. Tato metoda je vysoce účinná, nicméně v dalším roce vyrostou slabé, či „retardované“ rostliny, které není možno injektovat, je tedy vhodné ji pokud možno kombinovat s postřikem herbicidu za pomoci zádového postřikovače. Výhodou této metody je, že ji lze použít i za horšího počasí (vítr, slabý déšť). Velkou nevýhodou je její časová náročnost (Barták et al., 2010).

3.4.3 Kombinovaná metoda

Kombinovaná metoda v sobě zahrnuje dvě složky. Jedná se o kombinaci chemického ošetření (použití herbicidu) a opakovaného mechanického zásahu. První zásah se provádí postřikem herbicidu na list nebo injektáží. Další ošetření se v následujících letech provádí pravidelným kosením 4–8x za sezónu (Barták et al., 2010), nebo se jako první mechanicky naruší oddenky a lodyhy, které se na lokalitě ponechají přirozené regeneraci. Ke konci vegetační sezóny (srpen) se na zregenerované výhony aplikuje postřik herbicidem (Berchová-Bímová et Mandák, 2008 ex Child et al., 1998).

3.4.4 Kosení

Kosení je velmi citlivá metoda k životnímu prostředí, která však nikdy nevede k úplné eradikaci křídlatek (Brabec et Pyšek, 2000; Barták et al., 2010), ale pravděpodobně by mohla vést ke zlepšení kvality půdního prostředí. (Murell et al., 2011). Murell et al. (2011) zjistili, že pravidelné řezání výhonků *F. ×bohemica* efektivně inhibuje růst oddenků a tím snižuje vylučování alelopatických látek do půdního prostředí. Pravidelná mechanická kontrola tak může napomoci tyto látky v půdním prostředí snižovat. Nicméně stále není jasné, zda *F. ×bohemica* je schopná tyto látky produkovat (viz. kapitola 3.3.10).

První kosení je vhodné provést v první polovině května, předtím, než rostlina ukončí růst a začne ukládat asimiláty do oddenků. Navíc výhony nejsou zcela vyvinuty a kosení je snazší. Počet sečí se v prvním roce může pohybovat kolem osmi, v letech následujících kolem šesti sečí za rok (Barták et al., 2010). Jak již bylo uvedeno výše, kontinuální seč může představovat účinnou bariéru proti invazi křídlatek, ale pro plnou likvidaci jsou zapotřebí aplikovat další kontrolní opatření.

3.4.5 Spásání

Pastva domácích zvířat není při likvidaci křídlatek příliš rozšířená (Barták et al., 2010). U nás ji na kontrolních plochách v Chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko testovali například Brabec et Pyšek (2000). Zajímala je otázka, zda pastva ovcí a koz (simulace tradičního managementu) dokáže efektivně zabránit počínající invazi

křídlatek do středně vlhkých sečených luk. Z výsledků vyplývá, že pastva může vést k částečnému potlačení výskytu křídlatek, ale nevede k jejich úplné likvidaci.

Problém se spásáním může nastat, když porost křídlatky přesáhne výšku 150 cm, pokud k tomu dojde, je nutno jej posekat. V opačném případě ho domácí zvířata nedokáží efektivně spást (Barták et al., 2010). Barták et al. (2010) rovněž upozorňují, na rozdílné preference křídlatek u domácích zvířat. Někteří obyvatelé povodí Morávky poukazovali na skutečnost, že jejich ovce křídlatku nespásají, jiní měli se spásáním těchto rostlin ovce dobré zkušenosti (v těchto případech se nejednalo o žádné zvláštní plemeno ovcí). V ohradách koní a skotu zůstávají křídlatky většinou nedotčeny.

3.4.6 Vykopávání rostlin

Vykopávání rostlin může být úspěšné pouze v počátečním stádiu výskytu křídlatek nebo při výskytu jednotlivých rostlin. Jedná se o velmi pracnou a z hlediska dalšího šíření těchto rostlin rizikovou metodu, neboť hrozí reálné nebezpečí nařízkování a tím i namnožení rostlin. Vykopávají se celé rostliny včetně kořenového systému, který může sahat až do hloubky 2 m. Vykopávání se provádí několikrát za vegetační sezónu, vždy po obnově porostu po předchozím zásahu (Barták et al., 2010).

Výhodou je, že při použití této metody nedochází ke vnášení cizorodých látek do prostředí. Lze ji proto (po uvážení výše uvedených rizik) aplikovat na lokalitách, kde je vyloučeno použití herbicidu.

3.4.7 Biologický způsob potlačování

Únik před nepřáteli, kterým jsou některé nepůvodní druhy zvýhodněny oproti původním, je základem biologického způsobu potlačování. Tato metoda je založena na záměrném dovezení a rozšíření přirozeného nepřitele druhu, kterého chceme omezovat. Biologické obraně zahrnující zavedení přirozených nepřátel do nepůvodního centra rozšíření křídlatek se v posledních letech věnovalo více autorů (Kurose et al., 2006; Kurose et al., 2016; Gourley et al., 2016). Kurose et al (2006) vytvořil seznam specializovaných přirozených nepřátel, kteří by mohli snížit sílu dynamiky populace *F. japonica* v nepůvodních areálech. Pro úspěšnou

kontrolu by mohl sloužit například patogen *Mycosphaerella polygoni-cuspidati*, který napadá její listy (Kurose et al., 2016).

Gourley et al. (2016) navrhuje matematický model pro biokontrolu *F. japonica* pomocí jednoho z přirozených nepřátel – *Aphalara itadori*. Tento hmyz saje mízu ze stonků rostliny, čímž ji oslabuje. Z výsledků získaných na základě tohoto modelu vyplývá, že dlouhodobá kontrola *F. japonica* s využitím hmyzu *A. itadori* je možná pouze v případě, že hmyz je schopen spotřebovat a strávit biomasu křídlatky dostatečně rychle, jinak pouze zpomaluje její růst, který ovšem není stále dostatečnou regulací.

3.5 Glyfosát

Nejčastěji používanými herbicidy pro likvidaci invazních nepůvodních druhů jsou systemické herbicidy, a to zejména glyfosáty.

3.5.1 Využití a princip účinku

N-(fosfonomethyl)glycin, zjednodušeně nazývaný glyfosát, je širokospektrální herbicid hojně využívaný v zemědělství, zahradnictví, soukromých zahradách a veřejné infrastruktuře (Duke et al., 2012; Greim et al., 2015; Plesník, 2016). Byl vyvinut v 70. letech 20. století americkou firmou Monsanto a v roce 1974 uveden na trh pod obchodním názvem Roundup (Plesník, 2016). Brzy se stal jedním z nejpoužívanějších herbicidů na celém světě (Duke et al., 2012; Greim et al., 2015), včetně součásti agrotechnických postupů (a to nejen při hubení plevelů), ve kterých se ve velkém množství aplikuje i během před sklizňové desikaci mnoha plodin, zejména řepky. Zmiňovaný proces, po němž rostliny „uschnou“, tak umožňuje účinnou a jednoduchou sklizeň, což často vede k jeho nadužívání (Plesník, 2016).

Glyfosát je neselektivní herbicid, to znamená, že může zahubit všechny druhy rostlin (Duke et al., 2012) včetně jejich kořenových částí (Plesník, 2016), nicméně jednotlivé rostliny vykazují různou šíři jeho tolerance (Duke et al., 2012; Gage et al., 2015).

Glyfosát působí na rostliny tak, že blokuje šikimátovou cestu biosynézy aromatických aminokyselin. Rostlina postupně odumírá jednak nedostatkem těchto aminokyselin, ale i deregulací celé metabolické dráhy a následným nedostatkem

organického uhlíku pro celkový metabolismus (Plesník, 2016). Následným rozkladem rostlin je uvolňován do půdy (Duke et al., 2012), ve které proběhne několik fází jeho degradace (podrobněji Borggaard et Gimsing, 2008; Duke, 2011). Do půdy může rovněž vstupovat i během postřiku rostlin (Duke et al., 2012), proto je vhodné ho aplikovat na rostliny co nejpřesněji, aby se zabránilo možné kontaminaci půd (Barták et al., 2010).

3.5.2 Zdravotní rizika a vliv na životní prostředí

V posledních letech byla věnována zvýšená pozornost možné toxicitě a potencionálním karcinogenním účinkům glyfosátu (EC, 2002; Moslemi et al., 2005; Benachour et al., 2007; Greim et al., 2015) včetně jeho vlivu na půdní biotu (Mérey et al., 2016), hmyz (Thompson et al., 2014) a vodní organismy (Levine et al., 2015).

V otázce zdravotních rizik u člověka se jednotlivé prameny rozcházejí. Podle Greim et al. (2015) nebylo riziko poškození organismu, resp. rakoviny doposud jednoznačně prokázáno, naopak některé studie naznačují možný negativní dopad na lidské zdraví (Moslemi et al., 2005; Benachour et al., 2007).

Posouzení rizik pro životní prostředí a vodní a suchozemské organismy vystaveným účinkům glyfosátu a jeho metabolitům, byly studovány již řadou autorů (Thompson et al., 2014; Levine et al. 2015; Mérey et al., 2016). Von Mérey et al. (2016) se ve svém výzkumu zaměřili na ovlivnění půdní bioty, která je mimo jiné vystavena i primárnímu půdnímu metabolitu glyfosátu – aminomethylfosfonové kyselině (dále jen AMPA). Během laboratorních testů vytavili tyto půdní organismy odlišným koncentracím AMPA. K ovlivnění došlo až při velmi vysokých koncentracích, tyto hodnoty se však v půdě nevyskytují. S nasbíraných dat tak vyplývá jen velmi nízká pravděpodobnost nežádoucích účinků na půdní biotu. Studium rizika AMPA se rovněž zabývali Levine et al. (2015), avšak jejich výzkum byl soustředěn na ryby a vodní bezobratlé. Dospěli k podobným závěrům jako von Mérey et al. (2016). Nebylo prokázáno negativní ovlivnění studovaných vodních organismů při reálných půdních koncentracích AMPA.

Výše popsané skutečnosti se odrazily při posuzování prodloužení registrace v Evropské unii (dále jen EU). Poslední patnáctiletá registrace skončila 30. 6. 2016.

I přes podporu Evropského úřadu pro bezpečnost potravin (EFSA, 2015) byla registrace glyfosátu pro použití v rámci EU prozatím prodloužena o 18 měsíců (do konce roku 2017). V tomto období dojde k dalšímu posouzení zdravotních rizik glyfosátu Evropskou agenturou pro chemické látky (ECHA) (Plesník, 2016). Na konečné rozhodnutí o možnostech dalšího využívání si tedy musíme ještě počkat.

4. Metodika

4.1 Stručná charakteristika studovaných taxonů křídlatek

4.1.1 Taxonomie

V taxonomickém zařazení skupiny se jednotlivé prameny rozcházejí. Začlenění procházelo neustálým vývojem (Beerling et al., 1994; Bailey et al., 2007), které vyvrcholilo v současnosti tak, že někteří autoři (především zahraniční) přiřazují křídlatku do rodu opletka (*Fallopia*), ale v České republice se naopak vyčleňuje do zvláštního rodu křídlatka (*Reynoutria*) (Holub, 1971), nicméně i u nás v poslední době můžeme pozorovat příklon našich autorů začlenit křídlatky do rodu *Fallopia* (Berchová-Bímová et Mandák, 2008). Proto je i v této práci použito rodové označení *Fallopia*.

4.1.2 Morfologie – *Fallopia japonica*

Na území České Republiky se vyskytují taxony *F. japonica* ve dvou varietách (*F. japonica* var. *japonica* a *F. japonica* var. *compacta* – křídlatka japonská tuhá) (Berchová-Bímová et Mandák, 2008), které lze od sebe odlišit hlavně pomocí barvy křídel okvětí. Varianta *compacta* se vyznačuje narůžovělou barvou (za plodu vínově červená), naopak varianta *japonica* má křídla barvy bílé. Květenstvím je lata mnohokvětých lichoklasů vyrůstající z úžlabí listů, delší než řapík příslušného listu. Květy jsou pravidelné, pětičetné, okvětí není rozlišeno na kalich a korunu. Plodem je nažka. Lodyhy mívají na řezu duté, oblé, lysé nebo jemně bradavčité. V mládí jsou zelené s červenavým nádechem, později zůstávají tmavě kroupnaté (Kubát et al., 2002, Mandák et Pyšek, 1996).

Fallopia japonica je vyšší (až 2,5 m) s většími listy (10-17 x 8-12 cm), které jsou široce trojúhelníkovité, u horních listů zakončené dlouhou úzkou špičkou. *Fallopia japonica* var. *compacta* je zhruba do 1,3 m vysoká, s menšími listy, v obrysu téměř okrouhlými, u horních listů zakončenými tupou trojúhelníkovitou špičkou (Kubát, 2002).

4.1.3 Morfologie – *Fallopia sachalinensis*

Nejnápadnějším znakem této rostliny jsou velké měkké až 40 cm dlouhé listy s vejčitou čepelí (Obr. č. 5), na vrcholu zaokrouhlenou a na bázi hluboce srdčitou. Na rubu jsou roztroušeně dlouze chlupaté. Kvete drobnými zelenobílými (vzácně žlutobílými) květy, uspořádanými v lichoklasech až 6 cm dlouhých. Křídla okvětí jsou úzká, po květní stopce výrazně sbíhavá. Plodem je nažka. Může dorůst až 4 m, lodyhy jsou přímé, slabě ryhované (až oblé), duté a holé (Chrtěk, 1990).



Obr. č. 5: Listy *F. sachalinensis* mohou dorůst značných rozměrů (lokalita: Úvaly, říjen 2016).

4.1.4 Morfologie – *Fallopia ×bohemica*

Jedná se o křížence výše uvedených druhů, popsaného v roce 1983 Jindřichem Chrtkem sen. A Annou Chrtkovou (Chrtěk et Chrtková, 1983), jehož variabilní vzhled může znesnadnit správné určení. Dorůstá do výšky až 3 m, lodyhy jsou duté a červeně skvrnité. Listy má zpravidla široce vejčité, na vrcholu zašpičatělé nebo vybíhající v dlouhou ostrou špičku, na bázi tupě klínovité nebo mělce srdčité, na rubu s krátkými jemnými chlupy se silně nafouklou bází. Nejdelší větve květenství jsou o 2–4 cm delší než řapík, sahají do čtvrtiny až poloviny délky čepele.

Květy jsou drobné zelenobílé až žlutobílé (Obr. č. 6), uspořádané v latě mnohokvětých lichoklasů, nikdy nejsou převislé. Křídla okvěti 2–3 mm široká, po květní stopce nevýrazně sbíhavá (Mandák et Pyšek, 1997).



Obr. č. 6: Nápadné květenství *F. ×bohemica* (Lokalita: Nové Jirny, září 2016).

Všechny taxony mají morfologicky oboupohlavné květy, ale převládají květy funkčně jednopohlavné (u samčích květů jsou nitky tyčinek prodloužené a značně tak přesahují zkrácený pestík, u samičích květů je to opačně) (Cvachová et al., 2002).

Podrobný přehled a fotografie hlavních rozlišovacích znaků je uveden v příloze č. 1 až 9.

4.2 Sběr oddenků

Sběr oddenků křídlatek probíhal v roce 2016 dodržením následného postupu:

- oddenky byly vykopány pomocí rýče a uloženy do označených igelitových pytlů,
- označené pytle byly převezeny do experimentálního skleníku České zemědělské univerzity (dále jen ČZU).

Fallopia ×bohemica pocházela z lokality Konopiště (Obr. č. 7) a byla odebrána dne 4. května. Ke sběru *F. japonica* a *F. sachalinensis* došlo o tři dny později v Průhonickém parku.

Na Konopišti se navíc odebraly i tři rostliny *F. ×bohemica* (včetně kořenového balu), které byly pozorovány nad rámeček vytýčených cílů a jsou zachyceny na Obr. č. 8.



Obr. č. 7: Pohled na lokalitu Konopiště, kde probíhal sběr oddenků *F. ×bohemica*.

Obr. č. 8: Rostliny *F. ×bohemica* (květen 2016).

Z důvodu nedostatečného počtu vzorků (viz kapitola níže) se dne 27. července opakoval sběr oddenků *F. japonica* a *F. sachalinensis*.

4.3 Regenerace oddenků a rostlin

V experimentálním skleníku ČZU se oddenky zbavily veškerých nečistot (omytí vodou) a následně se uložily do skleněných válců obsahujících vodu (Obr. č. 9), která se pravidelně měnila. Zde se za standartních skleníkových podmínek regenerovaly po dobu několika týdnů, dokud nedošlo k obražení oddenků rostlinami (Obr. č. 10).

Tři nad rámeček cílů pozorované rostliny *F. ×bohemica* byly i s kořenovým balem uloženy do plastových kádí naplněných vodou. Jejich regenerace probíhala ve výše uvedeném experimentálním skleníku, tedy za stejných klimatických podmínek jako u oddenků.



Obr. č. 9: Regenerující oddenky *F. xbohemica*.

Obr. č. 10: Na oddencích se postupně objevují rašící rostliny *F. xbohemica*.

Během tohoto procesu došlo k nasbírání následujících dat:

- šířka oddenku,
- délka oddenku,
- výška rašící rostliny,
- počet listů rašící rostliny,
- bazální průměr lodyhy rašící rostliny,
- šířka a délka největšího listu rašící rostliny.

Oddenky *F. japonica* a *F. sachalinensis* neobrazily v dostatečné míře, proto došlo k opětovnému sběru a regeneraci.

4.4 Nádobový experiment

Nádobový experiment probíhal v období od 18. května do 14. října na venkovní pokusné ploše fakulty Životního prostředí v areálu ČZU.

Cílem experimentu bylo sledování průniku systemického herbicidu do ddenkového systému rostlin ve dvou fenologických fázích (letní a podzimní). Proto se oddenky rozdělily do dvou skupin, označených jako „Letní verze“ a „Podzimní verze“.

Klíčový rozdíl mezi těmito skupinami spočíval v odlišném dni aplikace herbicidu (podrobněji o průběhu postřiku pojednává kapitola 4.4.1).

Ze všech zregenerovaných oddenků se vybraly ty nejvitálnější, obsahující jednu rašící rostlinu (příp. se počet rostlin na jednu ponížil) a pak se zasadily do plastových truhlíků o rozměrech 39x17x14 cm (Obr. č. 11). Každý truhlík byl popsán číslem a druhem rostliny, která byla v daném truhlíku vysazena.



Obr. č. 11: Zasazený zregenerovaný oddenek *F. sachalinensis* připravený k přemístění na venkovní experimentální plochu.

Skupina „Letní verze“ obsahovala 15 truhlíků s oddenkou *F. ×bohemica*, 15 truhlíků s oddenkou *F. japonica* a 15 truhlíků s oddenkou *F. sachalinensis*.

Skupina „Podzimní verze“ se skládala z 15 truhlíků s oddenkou *F. ×bohemica*, 14 truhlíků s oddenkou *F. japonica*, 9 truhlíků s oddenkou *F. sachalinensis*. Do této skupiny se zařadily i tři vzrostlé rostliny *F. ×bohemica* v kruhových nádobách pozorované nad rámec vytýčených cílů (podrobněji níže).

Po zasazení oddenků se truhlíky přemístily na experimentální plochu (Obr. č. 12). Zde zůstaly až do doby postřiku herbicidem a následné sklizně. Během tohoto období se rostliny třikrát přihnojily a v případě potřeby zalévaly vodou.



Obr. č. 12: Pohled na venkovní část nádobového experimentu.

Stejným způsobem byly zasazeny a pěstovány tři nad rámec cílů pozorované rostliny *F. ×bohemica* (Příloha č. 10). Umístily se však do plastových kruhových nádob o průměru 60 cm.

4.4.1 Postřik herbicidem

Postřik rostlin herbicidem byl uskutečněn celkem dvakrát, a to tak, aby bylo zachyceno požadované fenologické období rostlin (letní a podzimní). První aplikace se týkala pouze rostlin „Letní verze“ experimentu a došlo k ní dne 7. 7. 2016.

Pro postřik rostlin byl vybrán systemický herbicid Roundup Aktiv (dále jen herbicid), který byl dle pokynů příbalového letáku namíchan s vodou na 8% roztok. Takto naředěný herbicid byl pomocí rozprašovače aplikován na listy rostlin (Příloha č. 11) a ponechán po dobu pěti týdnů působit. Bez postřiku zůstaly pouze kontrolní varianty. Po uplynutí této doby došlo ke sklizni rostlin (podrobněji kapitola 4.4.2).

Zbývající „Podzimní verze“ rostlin byla herbicidem ošetřena 25. 9. 2016. Současně s tímto podzimním postřikem došlo i k postřiku tří rostlin *F. ×bohemica* v kruhových nádobách. Během podzimního postřiku rostlin byl dodržen stejný postup jako u „Letní verze“. Jediným rozdílem bylo ošetření 4 rostlin *F. sachalinensis* 5 % roztokem herbicidu. Důvodem pro 5 % aplikaci bylo získání chybějících dat o působení takto silné koncentrace herbicidu, která se nepodařilo získat v předešlé části experimentu (Matějčík, 2016). Bez postřiku opět zůstaly pouze kontrolní varianty.

Až do doby sklizně byly všechny rostliny v případě potřeby zalévány vodou.

V den postřiku byla získána tato data:

- výška rostliny,
- počet listů,
- šířka a délka největšího listu,
- bazální průměr lodyhy.

4.4.2 Sklizeň rostlin

Ke sklizni rostlin „Letní verze“ došlo 11. 8. 2016 (5 týdnů od aplikace herbicidu). Ke sklizni rostlin „Podzimní verze“ došlo 14. 10. 2016 (3 týdny od aplikace herbicidu). Ke sklizni tří rostlin (*F. ×bohemica*) z kruhových nádob došlo dne 26. 10. 2016. Důvodem pro dřívější sklizeň rostlin „Podzimní verze“ a tří rostlin *F. ×bohemica* byla obava z možného zahnívání oddenků vlivem podzimního deštivého počasí.

Před samotnou sklizní rostlin byl zhodnocen a zapsán stav rostliny – zcela seschlá, ½ seschlá apod. (Obr. č. 13, 14).



Obr. č. 13: Listy *F. sachalinensis* vykazovaly v den sklizně znatelný účinek herbicidu.

Obr. č. 14: Kontrolní rostlina (neošetřena herbicidem) *F. sachalinensis* v den sklizně.

Sklizeň rostlin probíhala pomocí zahradnických nůžek. Ustřižené rostliny byly vloženy do označených papírových obálek. Ty se následně umístily do sušárny,

ve které se sušily při teplotě 60 °C po dobu dvou dnů. Tato vysušená biomasa byla posléze zvážena na analytických vahách.

4.4.3 Analýza oddenků

Během sklizně rostlin došlo i k vyjmutí oddenků ze substrátu v truhlících. Omytím vodou byl oddenek zbaven veškerých nečistot. Dále došlo k odstranění kořenů a podzemních výhonů. Takto připravený oddenek byl pomocí zahradnických nůžek nastříhán na jednotlivé segmenty. Jeden segment byl složen z nodu včetně přilehlých internodií.

Některé oddenky nebyly na jednotlivé segmenty rozděleny, ale byly ponechány v původním stavu. Důvodem pro nerozdělení bylo těsné nahloučení nodů (viz. Příloha č. 12). Pokus o rozdělení by mohl vést k poškození pupenů na internodiích, a tedy i k nežádoucímu snížení počtu zkoumaných vzorků.

Jednotlivé nody byly umístěny do označených obdélníkových misek naplněných destilovanou vodou (Obr. č. 15), která se pravidelně měnila. Nody v miskách byly seřazeny dle vzdálenosti od mateřského, herbicidem ošetřeného (v případě kontrol neošetřeného), nadzemního výhonu a popsány. Číslem jedna byl označen nod nejblíže k lodyze.



Obr. č. 15: Regenerující oddenky v destilované vodě (srpen 2016).

Při regeneraci oddenků tří rostlin *F. ×bohemica* (z kruhových nádob) byl dodržen stejný postup. Jediným rozdílem bylo ponechání všech oddenků vcelku (bez rozdělení na segmenty), neodstranění pupenů a ponechání části kořenů (Příloha 13-14).

Kontrola regenerujících oddenků probíhala každý druhý den po dobu pěti týdnů.

Během období regenerace oddenků byl sledován počet a umístění vytvořených pupenů. Dále byly zapisovány rozměry rostlin, které se z těchto pupenů vytvořily.

Měřené charakteristiky rostlin:

- Výška rostliny,
- počet listů,
- bazální průměr lodyhy,
- šířka a délka největšího listu.

Snadnější orientaci v postupech experimentu (zejména v rozdílech mezi jednotlivými variantami) poskytnou tabulky uvedené v Příloze č. 15–16.

4.5 Statistické analýzy

Pro statistické testy byl použit matematický statistický software R (dále jen program R). Data pro analýzu faktoru délky a průměru oddenku byla vyhodnocena analýzou kovariance (ANCOVA). Touto metodou byl posuzován i faktor výšky rostlin a počet listů v době postřiku. Samotnou analýzu předcházela úprava dat pupenů pomocí odmocninové transformace (v programu R). Data byla transformována z důvodu vhodnosti použití modelu ANOVA a původního rozdělení závislé proměnné (Poissonovo rozdělení)(Lepš et Šmilauer, 2016). Data pro morfologické charakteristiky rostlin v době postřiku byla vyhodnocena mnohonásobnou analýzou variance (MANOVA). Samotnému testu předcházelo sloučení nasbíraných dat (výška rostliny, počet listů, šířka a délka nejdelšího listu, bazální průměr rostliny) do jedné proměnné nazvané jako morfologické znaky (morphological features). Data pro biomasu rostlin po postřiku byla vyhodnocena metodou více-faktorová (Factorial) ANOVA s interakcemi. Pro analýzu regenerace rostlin ošetřených rozdílnou koncentrací (5%, 8%) herbicidu byl zvolen Zero-inflated model (ZIP model) s Poissonovým rozdělením závislé proměnné (Zuur et al., 2009). Data do tohoto modelu byla kombinována s daty získanými v předešlé studii (Matějčík, 2016). Zero-inflated model (ZIP model) s Poissonovým rozdělením závislé proměnné byl využit i pro analýzu závislosti počtu pupenů na taxonu křídlatky

a období postřiku. Průnik herbicidu do oddenků rostlin byl vyhodnocen metodou Split Plot ANOVA. Všechny hypotézy byly testovány na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

Výstupní grafy byly vytvořeny v programu R a ve statistickém software Minitab.

5. Výsledky práce

Samotnému vyhodnocení průniku herbicidu do oddenků rostlin v závislosti na taxonu a období, předcházela analýza dalších faktorů, které by mohly tento proces ovlivňovat a bylo by je tedy chybou nezahrnout do konečného analyzovaného modelu.

5.1 Analýza vstupních parametrů oddenků

Testovaný model: **ANCOVA – Pupy ~ Délka oddenku + Postřik; Pupy ~ Průměr oddenku + Postřik**. Kovariáta – průměr oddenku, délka oddenku. Závislá proměnná (počet pupenů) byla před analýzou aproximována odmocninovou transformací (podrobněji kapitola 4.5).

Výsledek analýzy kovariance (dále jen ANCOVA) pro předpoklad, že průměr oddenku ovlivňuje počet vytvořených pupenů, ukázal, že tento faktor vliv nemá (ANCOVA, $t = -0.078$, $df = 82$, $p > 0.1$). Neprůkazný se projevil i faktor délky oddenku (ANCOVA, $t = 0.917$, $df = 82$, $p > 0.1$). Konkrétní dosažené výsledky modelu jsou uvedeny v Tab. č. 1.

Z důvodu neprůkaznosti vlivu charakteristik oddenku na jeho konečnou regeneraci nebyly tyto charakteristiky v dalších modelech použity

Prediktor	t	df	p
Průměr oddenku	-0.130	82	0.897
Délka oddenku	0.211	82	0.833

Tab. č. 1: Výsledky analýzy vlivu charakteristik oddenku na jeho konečnou regeneraci, tj tvorbu regenerujících pupenů, t – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.

Výsledek statistické analýzy modelu ANCOVA pro předpoklad, že výška rostliny v létě ovlivňuje počet vytvořených a regenerujících pupenů, ukázal, že tento faktor vliv nemá (ANCOVA, $t = 0.759$, $df = 44$, $p > 0.1$) Jako neprůkazný se projevil i vliv výšky podzimní (ANCOVA, $t = 0.399$, $df = 37$, $p > 0.1$). Jako neprůkazný se projevil i faktor počtu listů (ANCOVA, $t = 0.808$, $df = 44$, $p > 0.1$ /léto; $t = 0.542$, $df = 37$, $p > 0.1$ /podzim).

Testovaný model: **ANCOVA – Pupy ~ Výška rostliny + Taxon+Postřik; Pupy ~ Počet listů + Taxon + Postřik.** Kovariáta – výška rostliny, počet listů. Závislá proměnná (pupy) byla před analýzou aproximována odmocninovou transformací (podrobněji kapitola 4.5).

Konkrétní dosažené výsledky modelu jsou uvedeny v Tab. č. 2.

Prediktor	t	df	p
Počet listů na rostlině – léto	0.808	44	0.419
Počet listů na rostlině – podzim	0.542	37	0.588
Výška rostliny – léto	0.759	44	0.448
Výška rostliny – podzim	0.399	37	0.6897

Tab. č. 2: Výsledky analýzy předpokladu vlivu výšky rostliny a počtu listů na konečnou regeneraci oddenků, t – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.

Z důvodu neprůkaznosti vlivu charakteristik výšky rostliny a počtu listů na konečnou regeneraci oddenku, nebyly tyto faktory v dalších modelech použity.

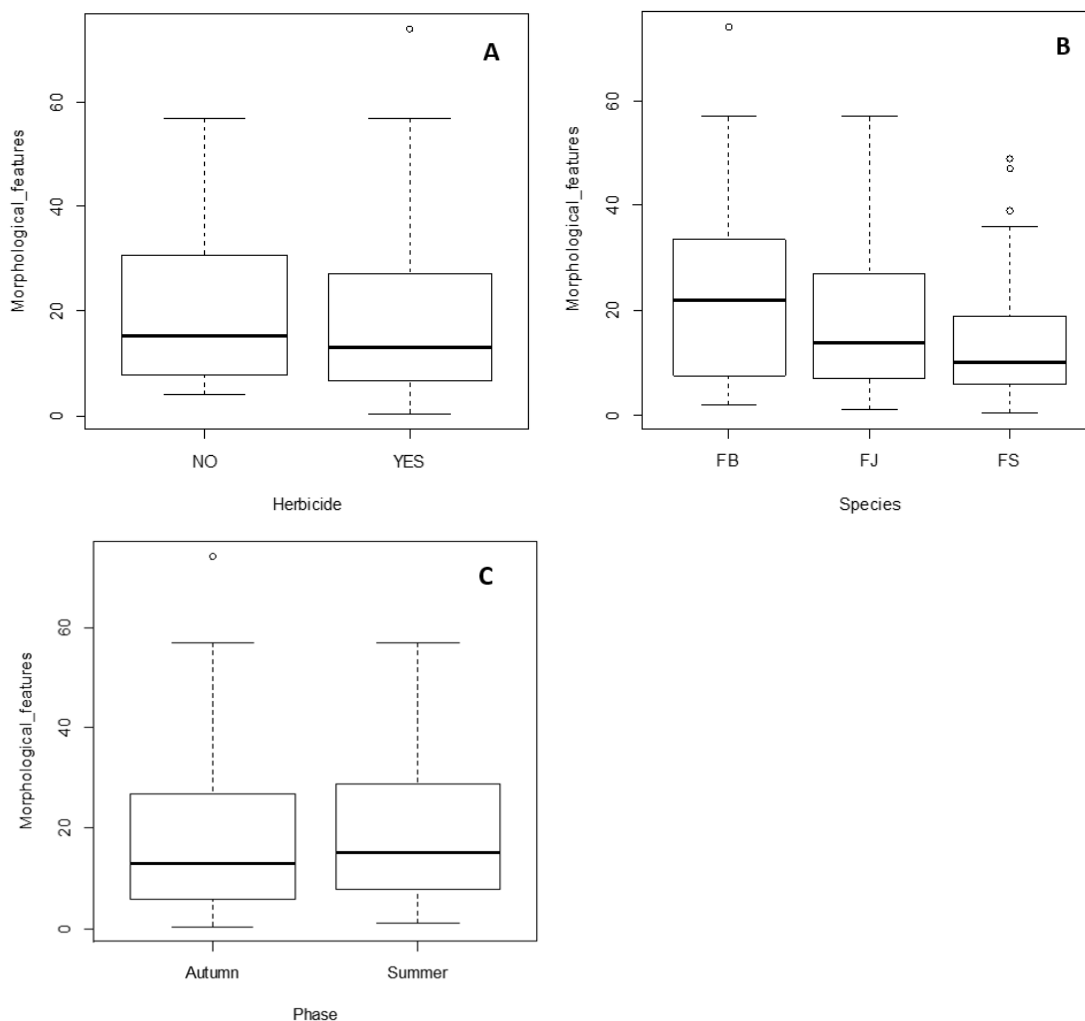
Dále bylo nutné ověřit, zda se morfologické charakteristiky rostlin určených k postřiku prokazatelně neliší od charakteristik rostlin kontrolních (Obr. č. 13A), tzn. vyloučení zkreslujícího vlivu nehomogenního vzorku rostlin na začátku experimentu. Výsledek statistické analýzy pomocí mnohonásobné analýzy variance (dále jen MANOVA) neprokázal mezi kontrolními a postřiku vystavenými rostlinami statisticky významný rozdíl (MANOVA, Pillai-Bartlett st. = 1.2009 , df = 5, 77, p >0.1). Z důvodu neprůkaznosti odlišných morfologických charakteristik rostlin na začátku experimentu, nebyly tyto faktory v dalších modelech použity.

Dále bylo pomocí MANOVA testováno, zda se rostliny jednotlivých taxonů použitých v experimentu liší v morfologických charakteristikách. (Obr. 16) a zda se liší rostliny ve dvou částech experimentu (období)(Obr. 13C). Tyto vlivy byly vyhodnoceny jako průkazné (MANOVA, Pillai-Bartlett st. = 0.649, df = 10, 75, p <0.001 /Taxon; Pillai-Bartlett st. = 0.199, df = 5, 75, p <0.01 /Období). Rostliny se tedy lišily mezi taxony a lišily se i ve dvou fázích experimentu. Tento fakt byl brán v potaz při interpretaci výsledků konečného modelu.

Testovaný model: MANOVA – **Morfologické charakteristiky ~ Taxon + Postřik + Období**. Závislá proměnná: morfologické charakteristiky.

Prediktor	Pilla-Bartlett st.	df	p
Postřik	1.2009	5, 77	0.3168
Taxon	0.649	10, 75	< 0.001
Období	0.199	5, 75	0.004396

Tab. č. 3: Výsledky analýzy morfologických charakteristik rostlin v době postřiku, df-stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.



Obr. č. 16: Znárodnění rozložení variability morfologických charakteristik rostlin v den postřiku. A: Kontrolní rostliny a rostliny, na které bude aplikován herbicid. B: Zachycuje rozložení variability dat podle taxonu. C: Znárodnění rozložení variability dat v jednotlivých sledovaných obdobích. Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.

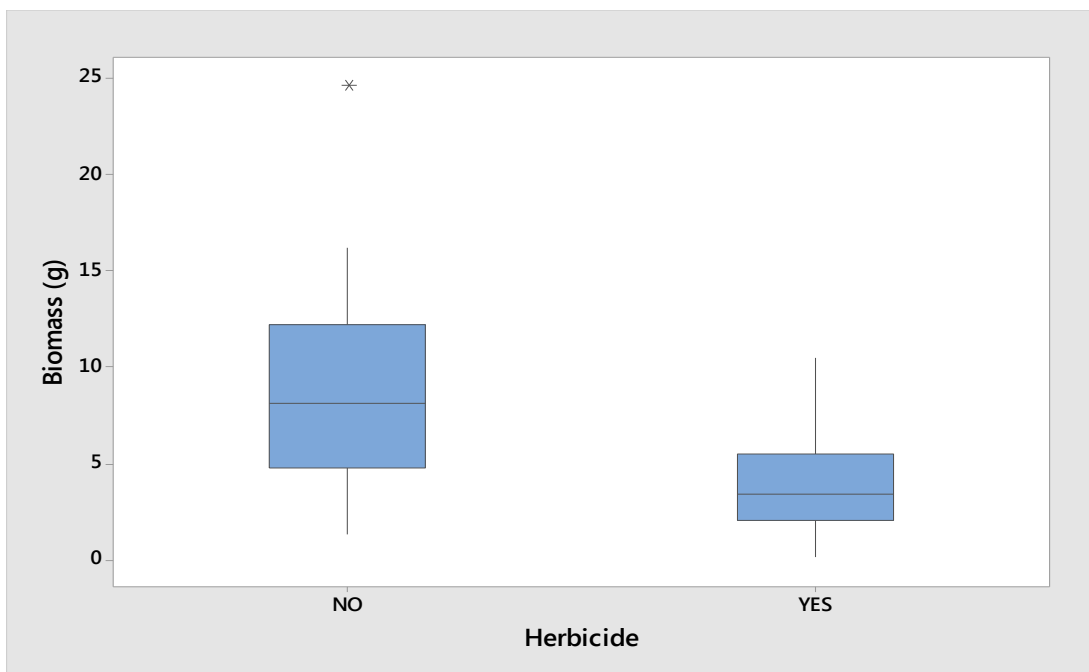
Výsledek statistické analýzy pomocí více-faktorové (Factorial) ANOVA s interakcemi pro předpoklad, že průměrná hodnota biomasy sklizených rostlin je odlišná od průměrné hodnoty sklizených rostlin kontrolních, potvrdil, že hodnota biomasy rostlin je průkazně ovlivněna na úrovni postřiku, taxonu, období, ale i kombinací faktoru postřiku a období (Tab. č. 4).

Testovaný model: více-faktorová (Factorial) ANOVA – **Biomasa ~ Taxon* Postřik*Období**. Závislá proměnná: biomasa.

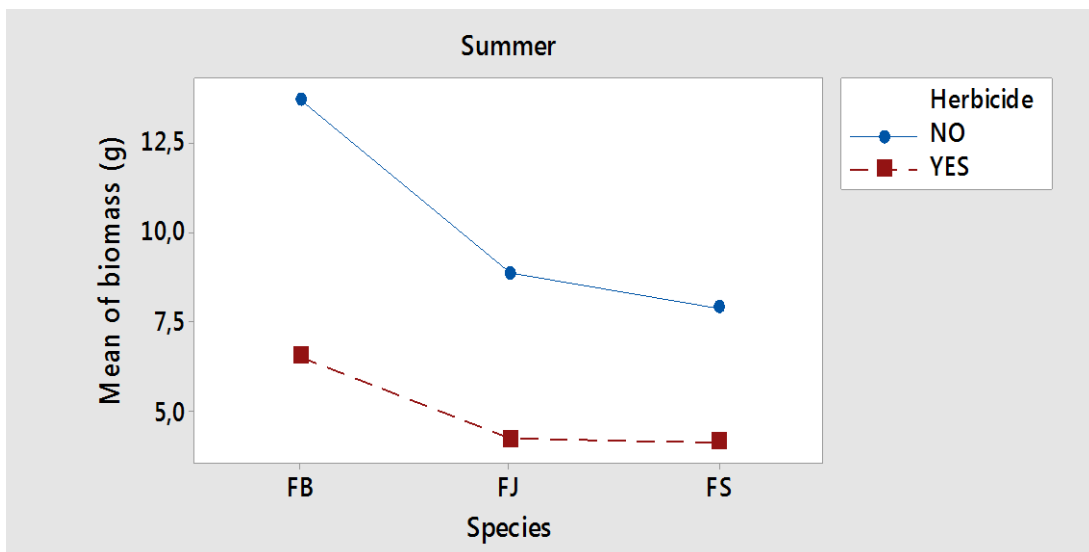
Prediktor	F	df	p
Postřik	42.93	1	< 0.001
Taxon	6.869	2	0.00187
Období	18.204	1	< 0.001
Postřik: Druh	0.705	2	0.49757
Postřik: Období	6.260	1	0.01466
Druh: Období	0.822	2	0.44379
Postřik:Druh:Období	1.920	2	0.15414

Tab. č. 4: Výsledky analýzy biomasy rostlin, *F* – testovací statistika, *df* – stupně volnosti, *p* – dosažená hladina významnosti.

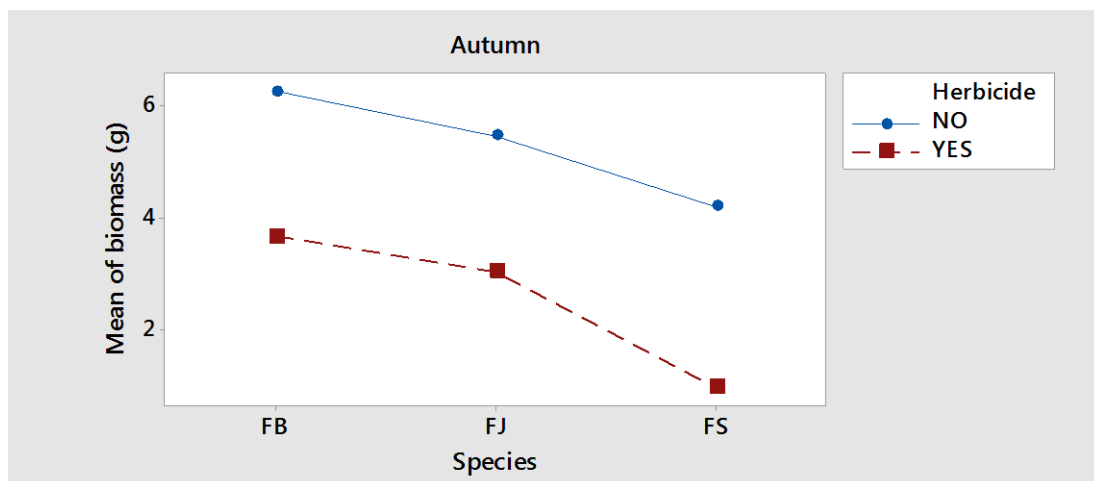
Kontrolní rostliny vykazovaly statisticky prokazatelně vyšší průměrnou hmotnost sklizené biomasy než rostliny ošetřené herbicidem (Obr. č. 17,18,19,20). Kontrolní rostliny pokračovaly v růstu, naopak herbicidem postříkané rostliny svůj růst zastavily. Pomocí tohoto testu bylo prokázáno, že byl experiment správně proveden, postřik herbicidem měl statisticky významný negativní vliv na další růst rostlin.



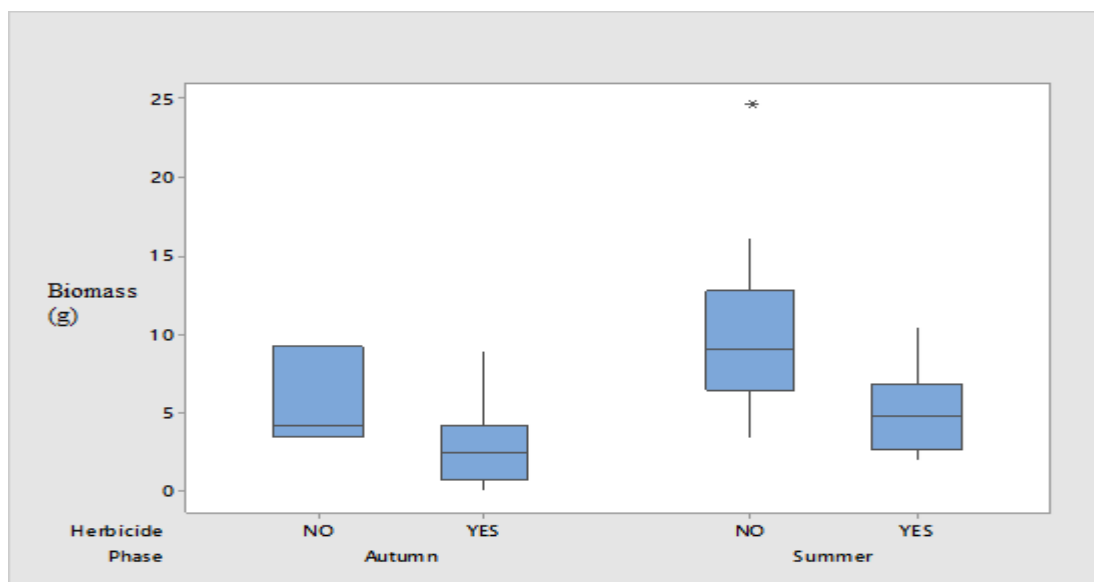
Obr. č. 17: Rozložení variability dat biomasy rostlin na základě postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem). Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Bod označuje odlehlou hodnotu.



Obr. č. 18: Rozdíl v hmotnosti biomasy jednotlivých druhů v závislosti na letním postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).



Obr. č. 19: Rozdíl v hmotnosti biomasy jednotlivých druhů v závislosti na podzimním postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).



Obr. č. 20: Rozložení variability dat biomasy rostlin v závislosti na letním či podzimním postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem). Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Bod označuje odlehlou hodnotu.

Všemi výše uvedenými testy byly vyloučeny či potvrzeny vlivy charakteristik rostlin na počátku experimentu (kovariáty) a potvrzena správnost provedení experimentálního zásahu postřikem. Dále byl vytvořen model pro statistické vyhodnocení vlivu herbicidu na míru regenerace oddenků a modelu pro statistickou analýzu průniku herbicidu těmito oddenky.

5.2 Analýza regenerace oddenků křídlatek

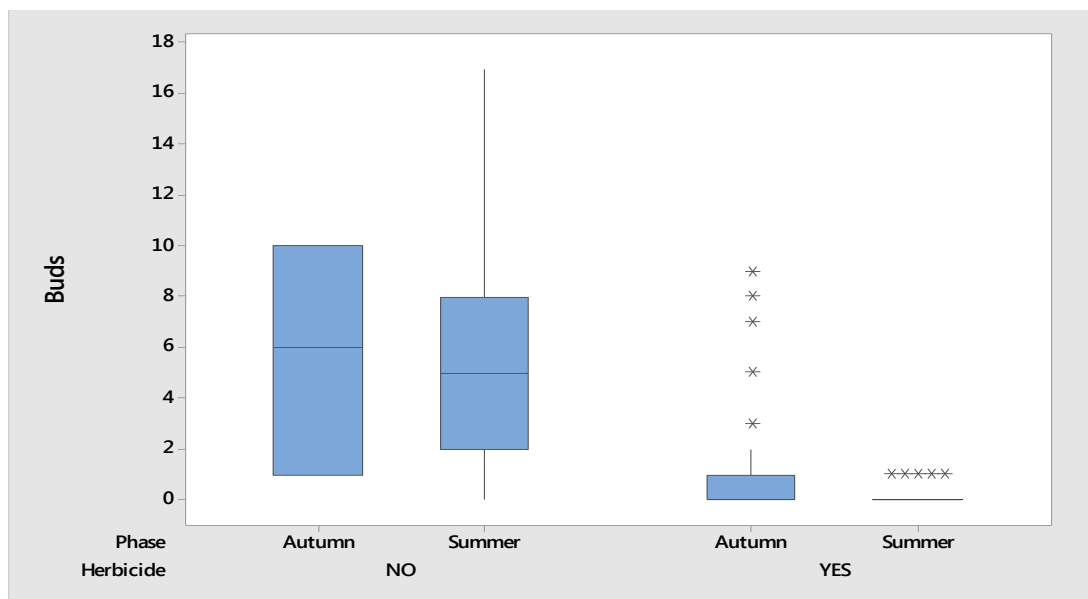
Výsledek analógu ANOVA za použití Zero-inflated modelů (dále jen ZIP model) a aproximace závislé proměnné Poissonovým rozdělením pro test předpokladu, že postřik a období jeho aplikace ovlivňuje počet vytvořených pupenů na oddencích při následné regeneraci oddenků, prokázal statisticky významný vliv postřiku na schopnost regenerace oddenků křídlatek (ZIP model, $Z = -0.479$, $df = 81$, $p < 0.001$). Dále byl prokázán rozdíl v míře vytvořených pupenů dle období aplikace herbicidu (ZIP model, $Z = -2.018$, $df = 80$, $p < 0.05$). Jako účinnější se projevil letní postřik. Hodnoty dosažené hladiny významnosti jsou uvedeny v Tab. č. 5.

Testovaný ZIP model: **Pupeny** ~ **Postřik** + **Období**. Závislá proměnná: pupeny.

Prediktor	Z	df	p
Postřik	- 0.479	81	<0.0001
Období	- 2.018	80	0.04362

Tab. č. 5 : Výsledky analýzy pro předpoklad, že postřik a období jeho aplikace ovlivňuje počet vytvořených pupenů na oddencích při následné regeneraci oddenků, Z – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.

Bez aplikace herbicidu je průměrný počet vytvořených pupenů na jednom oddenku *F. ×bohemica* 7 pupenů v létě a 6 pupenů na podzim. Díky postřiku se tento počet snížil na 0.2 pupenu v létě a 0.46 pupenu na podzim. *F. japonica* dokázala bez aplikace herbicidu vytvořit na jednom oddenku průměrně 8.2 pupenů v létě a 10 pupenů na podzim. Postřik tento počet понížil na 0.2 pupenu v létě a 2 pupeny na podzim. U *F. sachalinensis* bylo bez aplikace herbicidu průměrně vytvořeno 2.6 pupenu v létě a 2 pupeny na podzim. Po postřiku byl zaznamenán průměrný počet pupenů na jednom oddenku 0.1 v létě a 0.75 na podzim. Na Obr. č. 21 je vidět významný negativní vliv herbicidu na počet vytvořených pupenů.



Obr. č. 21: Zobrazuje variabilitu dat vytvořených pupenů v závislosti na postřiku a období jeho aplikace (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem. Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.

5.3 Porovnání schopnosti regenerace jednotlivých druhů křídlatek

Dalším krokem v analýze regenerujících oddenků bylo přijetí či vyvrácení hypotézy, že jednotlivé sledované taxony křídlatek reagují na postřik herbicidem a na období aplikace herbicidu stejně.

Výsledek analýzy ANOVA za použití Zero-inflated modelů (dále jen ZIP model) a aproximace závislé proměnné Poissonovým rozdělením potvrdil vyšší schopnost regenerace kontrolních oddenků (oddenky roslin neošetřených herbicidem) *F. ×bohemica* oproti kontrolním oddenkům *F. sachalinensis* (ZIP model, $Z = -3.706$, $df = 47$, $p < 0.001$). Dle nasbíraných dat vykazují kontrolní oddenky *F. sachalinensis* menší regenerační schopnost než kontrolní oddenky *F. ×bohemica*, a to jak v letním, tak i v podzimním období. Rozdílná míra regenerace kontrolních oddenků mezi *F. ×bohemica* a *F. japonica* nebyla potvrzena (ZIP model, $Z = 1.842$, $df = 54$, $p < 0.1$) Konkrétní dosažené výsledky jsou uvedeny v Tab. č. 6.

Testovaný ZIP model: **Pupeny** ~ **Postřik** + **Taxon** + **Období**. Závislá proměnná: počet pupenů na oddenku.

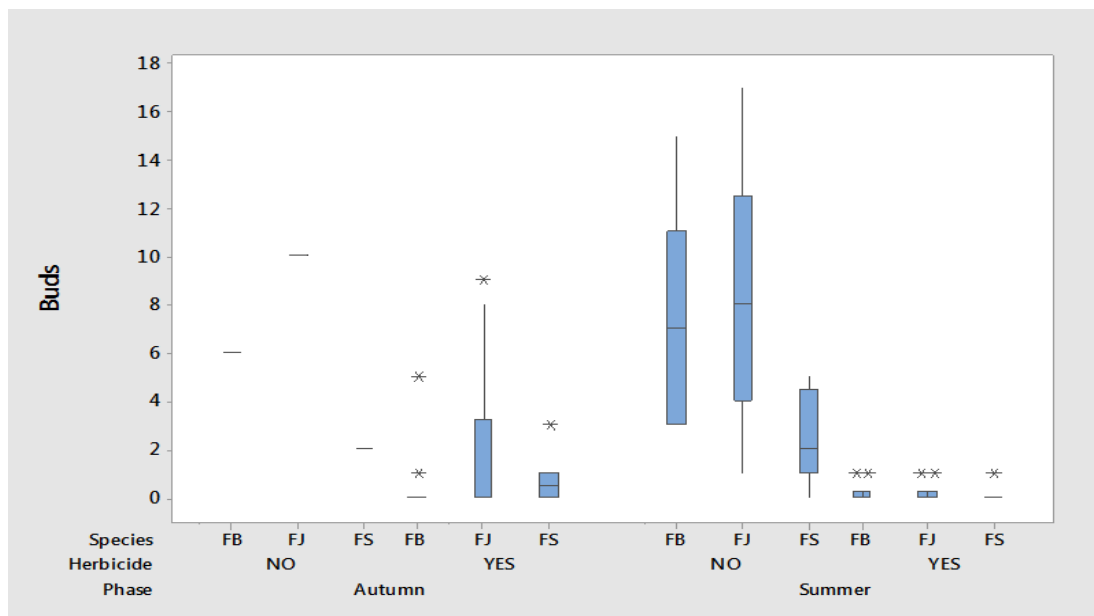
Prediktor	Z	df	p
Postřik ANO	- 4.979	77	< 0.0001
Období postřiku	- 2.018	80	0.04362
<i>F. japonica</i>	1.842	54	0.06546
<i>F. sachalinensis</i>	- 3.706	47	0.00021

Tab. č. 6: Výsledky analýzy pomocí ZIP model vztažené ke kontrolním rostlinám *F. ×bohemica*, Z – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.

Výsledek analýzy ANOVA za použití Zero-inflated modelů (dále jen ZIP model) a aproximace závislé proměnné Poissonovým rozdělením pro předpoklad, že jednotlivé taxony křídeltek reagují na postřik herbicidem a období postřiku shodně (tj. jejich oddenky regenerují ve stejné), vyšel neprůkazný (ZIP model, Z = 1.351, df = 75, p > 0.1).

Pro tuto analýzu byla použita pouze data z oddenků herbicidem ošetřených rostlin. Testovaný ZIP model: **Pupeny ~ Taxon + Období**. Závislá proměnná: pupeny.

Výše popsané skutečnosti jsou dobře patrné na Obr. č. 22.



Obr. č. 22: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů v závislosti na druhu křídelatky a období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem). Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.

5.4 Analýza hloubky průniku herbicidu oddenkovým systémem rostlin

Jak již bylo uvedeno v metodice, oddenky rostlin byly rozděleny na jednotlivé segmenty a očíslovány. Číslem jedna byl označen segment nejbíže k mateřské rostlině. Cílem bylo zjistit, jak efektivně rostlina distribuje herbicid do oddenku. Otázkou bylo, zda herbicid proniká jen do určité části oddenku, či je rovnoměrně rostlinou distribuován po celé délce oddenku.

U všech tří studovaných taxonů byl testován model Split Plot ANOVA – **Pupeny ~ Postřik* Taxon*Segment + Error (sample)**. Segment – vyjadřuje pořadí segmentu od mateřské rostliny, Error (sample) – vyjadřuje vztah jednotlivých segmentů (tj. zda patří ke stejnému oddenku) a tento faktor byl brán jako faktor s náhodnými efekty. Z důvodu vhodnosti použití modelu ANOVA, a tudíž nutného normálního rozdělení dat, byla závislá proměnná (pupeny) aproximována pomocí logaritmické transformace.

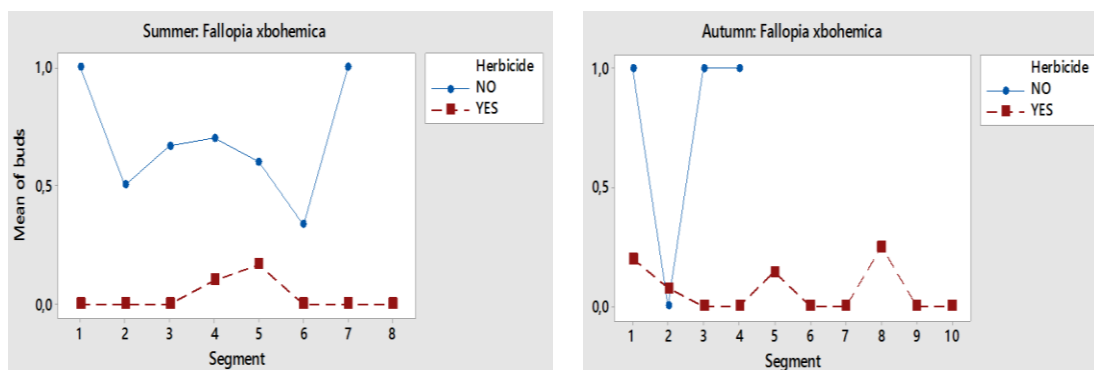
Model Split Plot ANOVA byl testován pro každý taxon a období (léto, podzim) zvlášť.

Rozdílná hloubka v průniku herbicidu do oddenkového systému *F. ×bohemica* nebyla prokázána (Split Plot ANOVA, $F = 0.076$, $df = 1, 65$, $p > 0.1$ / léto; $F = 1.58$, $DF = 1, 66$, $p > 0.1$ /podzim). Nasbíraná data pouze potvrdila signifikantní rozdíl v počtu vytvořených pupenů u rostlin ošetřených herbicidem oproti kontrolním rostlinám. A to jak u letního postřiku, tak u postřiku podzimního (Split Plot ANOVA, $df = 1, 11$ $F = 35.074$, $p < 0.001$ / léto; $df = 1, 11$, $F = 32.33$, $p < 0.001$ / podzim).

Konkrétní dosažené hodnoty modelu jsou uvedeny v Tab. č. 7. Grafické znázornění průniku herbicidu do oddenků *F. ×bohemica* vyjadřuje Obr. č. 23.

Prediktor	F	df	Průměrný počet pupenů/segment	p
Postřik – léto	35.074	1, 11	0.06	< 0.0001
Postřik – podzim	32.33	1, 11	0.12	0.000141
Segment – léto	0.076	1, 65	/	0.789
Segment – podzim	1.58	1, 66	/	0.2349
Postřik: Segment – léto	1.819	1	/	0.533
Postřik: Segment – podzim	3.376	1	/	0.071

Tab. č. 7: Výsledky analýzy průniku herbicidu oddenkovým systémem *F. ×bohemica*, segment – faktor hloubky průniku, F– testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.

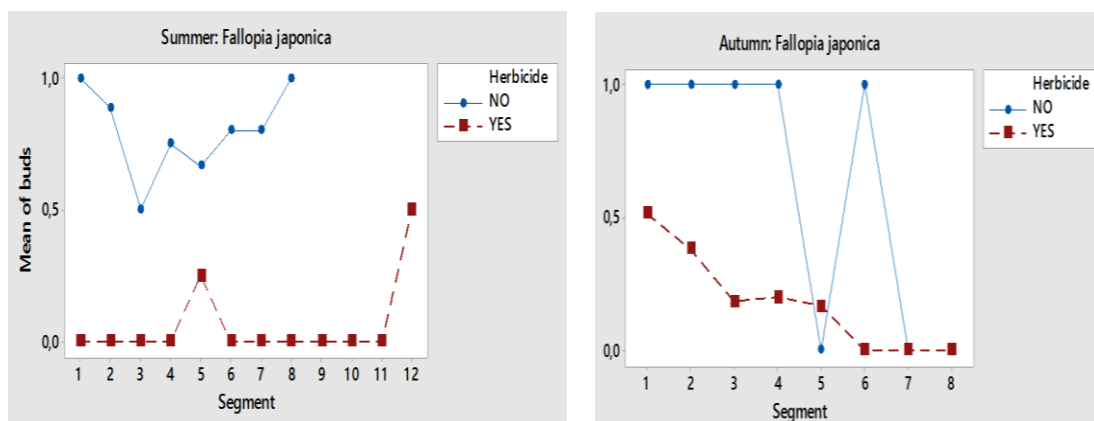


Obr. č. 23: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů na jednotlivých segmentech v závislosti na období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).

Rozdílná hloubka průniku herbicidu nebyla prokázána ani u *F. japonica* (Split Plot ANOVA, $F = 0.244$, $df = 1, 54$ $p > 0.1$ / léto; $F = 1.033$, $df = 1, 54$ $p > 0.1$ / podzim). Nicméně je zde možné na určitou závislost usuzovat (podrobněji rozebráno v kapitole 6). Nasbíraná data dále potvrdila signifikantní rozdíl v počtu vytvořených pupenů u rostlin ošetřených herbicidem v létě oproti kontrolním rostlinám (Split Plot ANOVA, $F = 23.712$, $df = 1, 11$, $p < 0.001$). Vliv podzimního postřiku nebyl prokázán (Split Plot ANOVA, $F = 1.562$, $df = 1, 11$, $p > 0.1$). Konkrétní dosažené hodnoty modelu jsou uvedeny v Tab. č. 8. Grafické znázornění průniku herbicidu do oddenků *F. japonica* vyjadřuje Obr. č. 24.

Prediktor	F	df	Průměrný počet pupenů/segment	p
Postřik – léto	23.712	1, 11	0.07	0.000495
Postřik – podzim	1.562	1, 11	0.82	0.0814
Segment – léto	0.244	1, 54	/	0.639
Segment – podzim	1.033	1, 54	/	0.3296
Postřik: Segment – léto	3.967	1	/	0.0718
Postřik: Segment – podzim	3.472	1	/	0.0956

Tab. č. 8: Výsledky analýzy průniku herbicidu oddenkovým systémem *F. japonica*, segment – faktor hloubky průniku, F – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.

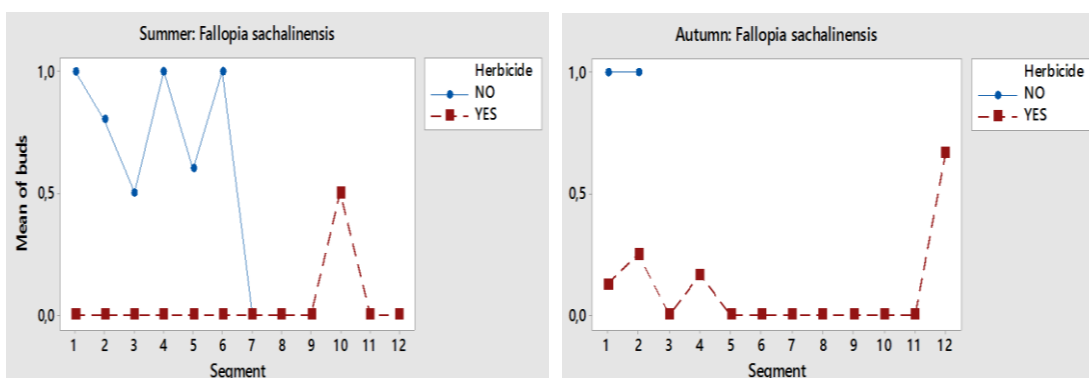


Obr. č. 24: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů na jednotlivých segmentech v závislosti na období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem)

Rozdílná hloubka v průniku herbicidu do oddenkového systému *F. sachalinensis* nebyla prokázána (Split Plot ANOVA, $F = 0.325$, $df = 1$, $p > 0.1$ / léto; Split Plot ANOVA, $F = 3.749$, $df = 1$, $p > 0.1$ / podzim). Nicméně podle Obr. č. 25 je možné rovněž jako u *F. japonica* na určitou závislost usuzovat (podrobněji rozebráno v kapitole 6). Nasbíraná data dále potvrdila signifikantní rozdíl v počtu vytvořených pupenů u rostlin ošetřených herbicidem oproti kontrolním rostlinám. A to jak u letního postřiku (Split Plot ANOVA, $F = 85.838$, $df = 1$, $p < 0.001$), tak u postřiku podzimního (Split Plot ANOVA, $F = 32.087$, $df = 1$, $p < 0.01$). Konkrétní dosažené hodnoty modelu jsou uvedeny v Tab. č. 9.

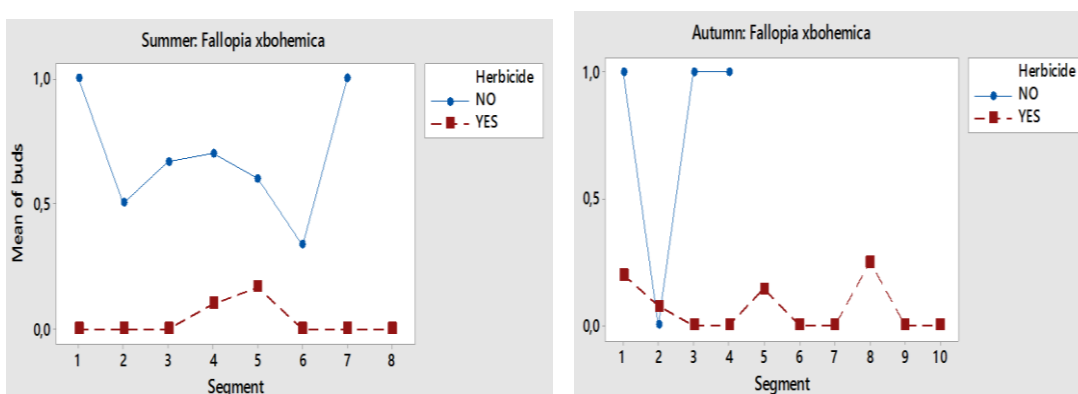
Prediktor	F	df	Průměrný počet pupenů/segment	p
Postřik – léto	85.838	1,11	0.022	<0.001
Postřik – podzim	32.087	1, 6	0.18	0.0013
Segment – léto	0.325	1, 73	/	0.580
Segment – podzim	3.749	1, 38	/	0.1010
Postřik: Segment – léto	2.832	1	/	0.121
Postřik: Segment – podzim	1.930	1	/	0.979

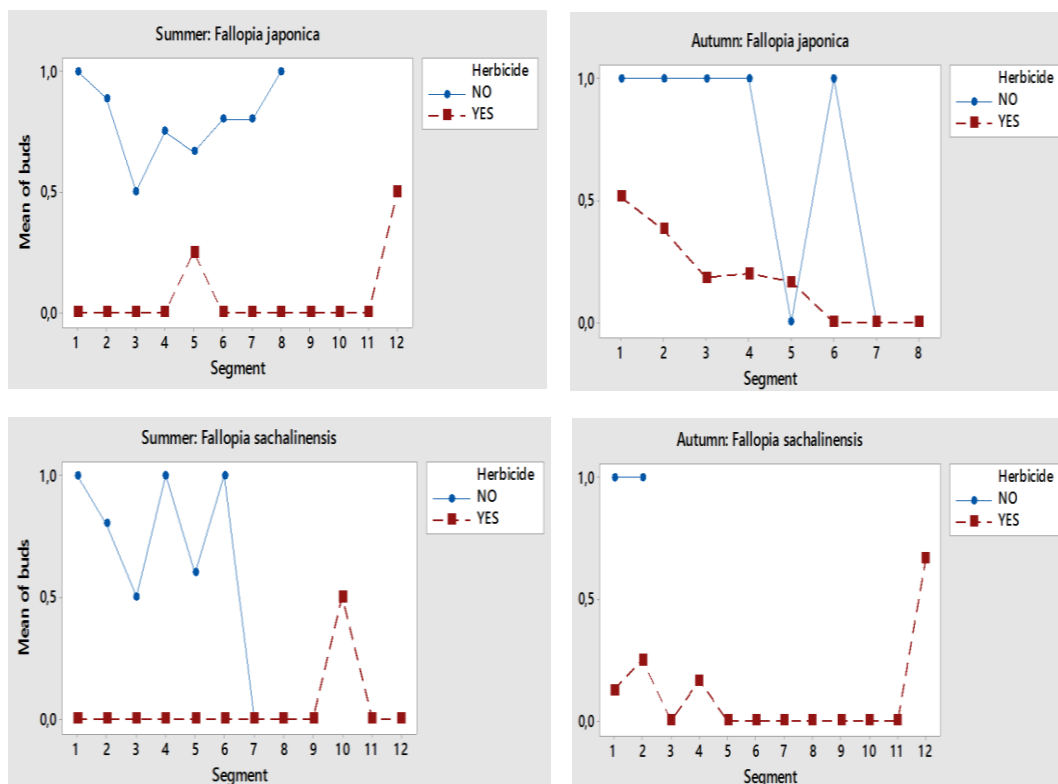
Tab. č. 9: Výsledky analýzy průniku herbicidu oddenkovým systémem *F. sachalinensis*, segment – faktor hloubky průniku, F– testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.



Obr. č. 25: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů na jednotlivých segmentech v závislosti na období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).

K porovnání reakce jednotlivých druhů křídlatek na postřik dle období aplikace slouží Obr. č. 26.





Obr. č. 26: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů dle druhu, segmentu a období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).

5.5 Srovnání regenerace oddenků dle rozdílné aplikované koncentrace herbicidu

Počet vytvořených pupenů dle použité koncentrace herbicidu byl testován pomocí ZIP modelu – **Pupeny** ~ **Koncentrace+Taxon+Období**. Závislá proměnná: pupeny.

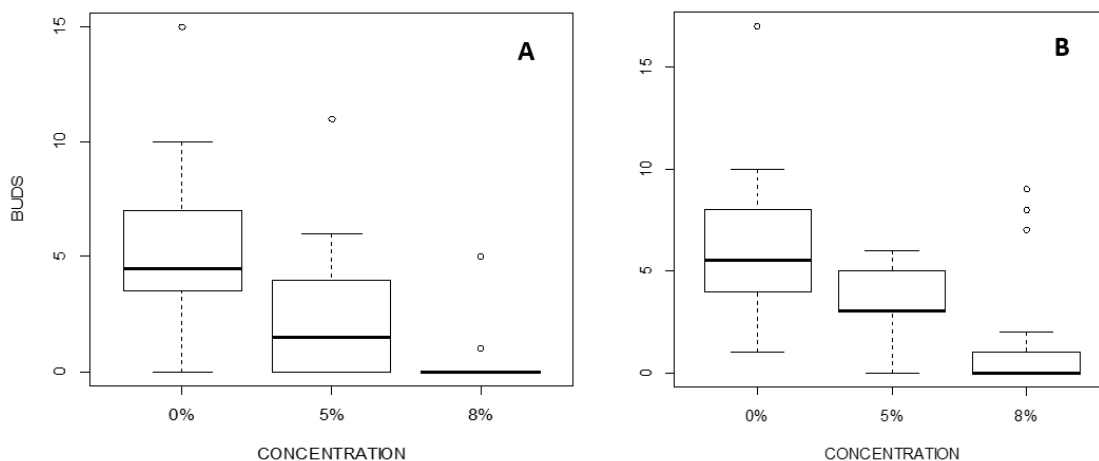
Výsledky modelu prokázaly signifikantní vliv koncentrace herbicidu na počet vytvořených pupenů na regenerujících oddencích (ZIP model, $Z = 5.500$, $df = 79$, $p < 0.001$). Všechny studované taxony vykazovaly nižší tvorbu pupenů při použití herbicidu o koncentraci 8% než při aplikaci herbicidu o koncentraci 5%.

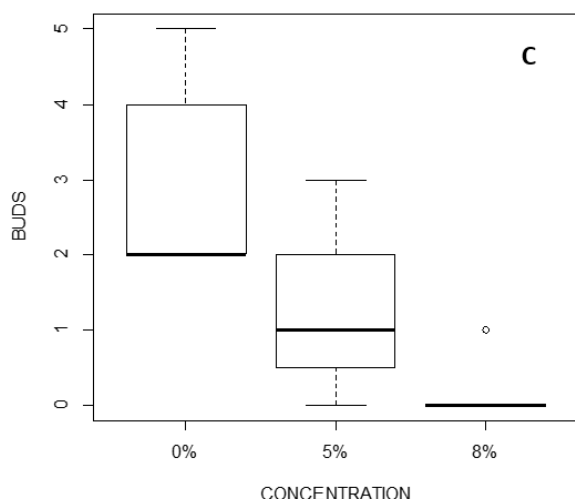
Průměrné počty vytvořených pupenů na regenerujících oddencích uvádí Tab. č. 10.

Studovaný taxon	Koncentrace	Průměrný počet pupenů na jednom oddenku
<i>Fallopia ×bohemica</i>	5%	2.7
<i>Fallopia ×bohemica</i>	8%	0.33
<i>Fallopia ×bohemica</i>	0%	4.13
<i>Fallopia japonica</i>	5%	3.3
<i>Fallopia japonica</i>	8%	1.1
<i>Fallopia japonica</i>	0%	6.15
<i>Fallopia sachalinensis</i>	5%	1.25
<i>Fallopia sachalinensis</i>	8%	0.15
<i>Fallopia sachalinensis</i>	0%	2.3

Tab. č. 10: Data z této studie kombinována s daty získanými v předešlé studii (Matějčík, 2016).

Nejvíce vytvořených pupenů bylo zaznamenáno na kontrolních rostlinách, nejméně na oddencích rostlin ošetřených 8% koncentrací herbicidu, a to u všech tří studovaných taxonů (Obr. č 27).





Obr. č. 27: Rozložení variability dat vytvořených pupenů v závislosti na rozdílné koncentraci aplikovaného herbicidu (0% – kontrolní rostliny). A: *F. ×bohemica*, B: *F. japonica*, C: *F. sachalinensis*. Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.

5.6 Výsledky pilotního experimentu simulujícího reálné podmínky růstu křídlatek

U všech tří sledovaných rostlin došlo zhruba od 14dne po postřiku herbicidem k postupnému usychání listů, lodyh a květů. Kromě čtyř uhnílych koncových částí se oddenky těchto rostlin dle vizuální kontroly jevíly jako herbicidem nepoškozené (jeden oddenek obsahoval průměrně 24 pupenů). Všechny uhnílé konce patřily k jednomu oddenku. Jednalo se o nejslabší výhony (průměr 0.4 cm). Uhnílá byla zhruba 1/3. Na zbývajících zdravých částech byly nalezeny nepoškozené pupeny, k tvorbě dalších došlo během následné regenerace oddenků v destilované vodě. Oddenky byly bohužel tak složité, že nešla provést analýza průniku herbicidu. Tato analýza nebyla ani součástí stanovených cílů experimentu. Jednalo se pouze o pilotní studii, která by mohla posloužit ke zkvalitnění metodiky další práce. Z výsledků této kontrolní studie simulující reálné podmínky lze vyvodit závěr, že průnik herbicidu do oddenků není příliš intenzivní, a to ani v podzimním období.

6. Diskuse

Během této experimentální studie byly zaznamenávány rozdílné reakce oddenkového systému křídlatek na postřik herbicidem.

Nasbíraná data prokázala vyšší efektivitu působení herbicidu v létě (v období růstu rostlin) a nižší míru účinku na podzim. A to u všech tří studovaných taxonů. Tento dosažený výsledek je však v rozporu s hojně využívanou tzv. „Beskydskou“ metodou eradikace křídlatek (Šrubař et al., 2006), která je založena na postřiku na konci vegetačního období rostlin. Podzimní postřik v této studii sice snížil regenerační schopnost oddenků (o 79%), avšak stále nedosáhl na 97 % eradikační úspěšnost postřiku letního. Na fotografiích (Příloha 17–19) jsou dobře patrné regenerující oddenky rostlin ošetřených podzimním postřikem. Možným faktorem zkreslení těchto výsledků by mohla být skutečnost, že byl herbicid aplikován na rostliny ještě před odkvětem. Rostliny tedy nemusely být v optimální fenologické fázi, kterou doporučuje Beskydská metoda. Aplikovat herbicid na rostliny po odkvětu nebylo bohužel v tomto experimentu možné, protože rostliny květy nevytvořily. Důvodem budou patrně experimentální podmínky pěstování rostlin v truhlících, kdy rostliny nevytvoří dostatek biomasy a nejsou schopné vykvést. Rostliny rovněž nedosahovaly hmotnosti biomasy, která by byla pravděpodobně dosažena při podzimním postřiku přímo in situ. Nadzemní biomasa rostlin v tomto experimentu činila průměrně 58 g sušiny/1m². V sekundárních areálech však může podle Patočka (2016) dosáhnout až 4000 g sušiny/1m². Nejvyšších hodnot v produkci biomasy dosahuje podle Parepa et al. (2014) *F. ×bohemica*. V kontrolovaných podmínkách dokázala vytvořit téměř trojnásobné množství biomasy oproti rodičovským taxonům.

Všechny tyto skutečnosti mohou tedy oslabit dosažený výsledek. Naopak jeho posilujícím faktem může být již zmíněné nad cíle práce uskutečněné pozorování tří rostlin *F. ×bohemica*, které květy vytvořily. Na tyto rostliny byl herbicid aplikován tak, jak je doporučeno v Beskydské metodě. Z následné pozorované regenerace těchto oddenků je možné učinit závěr, že postřik herbicidem tvorbu pupenů nezastavil. Oddenky nejevily známky poškození a bez potíží regenerovaly. Důvodem pro bezproblémovou regeneraci však může být i jejich složitější oddenkový systém (diskutován níže). Na komplexnost oddenkového systému křídlatek a s ním spojené

problémy při eradikaci upozorňuje řada autorů (Bímová et al., 2001; Bímová et al., 2003; Bímová et al., 2004; Šrubař 2006). Brock (1995) uvádí, že biomasa oddenků může dosahovat až 1500 g/m². Křídlatky jsou navíc schopné zregenerovat i z oddenkových fragmentů o velikosti 1 cm a váze 0,7 g (Brock et Wade, 1992). Při formulování závěrů je tedy nezbytné tyto skutečnosti zohlednit.

Získané výsledky je dále možné částečně srovnat s výsledky Bartáka et. al. (2010). Ti se ve svém výzkumu likvidace křídlatek v povodí řeky Morávky zaměřili i na sledování účinku tří druhů neselektivních listových herbicidů působících na bázi glyfosátu, které aplikovali různými metodami buď v červnu, tedy v době růstu křídlatek, nebo v září (v době květu křídlatek). Ve výsledcích pokusů uvádějí dobře patrný úbytek křídlatky za použití jakéhokoliv herbicidu. Rozdíly mezi letním a podzimním postřikem bohužel Barták et. al. (2010) nediskutuje. Z uvedených grafů a přehledů pokryvnosti je ale možné předpokládat, že nebyl zaznamenán výrazný rozdíl v následné regeneraci křídlatek dle termínu aplikace herbicidu.

Odezvy křídlatek na různé managementové zásahy sledovali také Brabec et Pyšek (2000) a Bímová et al. (2001). Podle Bímová et al (2001) byla nejresistentnější *F. ×bohemica*, která dokázala daleko lépe regenerovat, jak po mechanickém narušení, tak i po následném postřiku. Vyšší regenerační schopnosti u *F. ×bohemica* uvádí shodně i Kroutil (2011). Statisticky průkazný rozdíl v míře regenerace oddenků jednotlivých studovaných taxonů po ošteření herbicidem nebyl prokázán. Ze získaných výsledků je ale možné usuzovat na nízký regenerační potenciál u *F. sachalinensis*. Oddenky *F. sachalinensis* regenerovaly s nižší efektivitou než oddenky zbylých dvou studovaných taxonů. Tuto skutečnost zaznamenali ve své práci i Bímová et al. (2001). Nízká schopnost regenerace *F. sachalinensis* by tak mohla souviset i s uváděným nižším invazním potenciónem tohoto taxonu (Mandák et. al., 2003).

Chemickou likvidací křídlatek se ve své diplomové práci zabýval i Matějčík (2016). Metodika experimentu byla shodná s metodikou v této práci. Rozdíl spočíval pouze ve zvolené koncentraci herbicidu (5%). Výzkum byl zaměřen na sledování *F. ×bohemica* a *F. japonica*. Při porovnání schopnosti regenerace těchto taxonů došel autor k závěrům, že *F. japonica* vykazuje po aplikaci herbicidu celkově větší schopnost regenerace z nodů než *F. ×bohemica*. Jak již bylo uvedeno, statistické analýzy v této studii odlišnou schopnost regenerace nodů mezi taxony neprokázaly.

Shodných výsledků bylo naopak dosaženo při porovnání účinku herbicidu dle období jeho aplikace. Autor rovněž zaznamenal nižší efektivitu postřiku na konci vegetační sezóny u *F. japonica*. Na *F. japonica* tedy Matějčík (2016) rovněž doporučuje aplikovat herbicid v létě. V porovnání výsledků u *F. ×bohemica* se práce rozcházejí. Autor se přiklání k Beskydské metodě (k podzimnímu postřiku). Je však důležité připomenout fakt, že v Matějčíkově (2016) práci byla použita o 3% nižší koncentrace herbicidu, což může ovlivnit porovnávané výsledky. Data ze studie Matějčík (2016) a data z tohoto experimentu byla proto mezi sebou statisticky porovnána. Z výsledků vyplývá, že zvolená koncentrace herbicidu ovlivňuje míru regenerace z oddenků. Všechny studované taxony regenerují lépe po postřiku 5% koncentrací herbicidu než po postřiku 8%. Podle Bashtanova et al. (2009) je správné užití cílových herbicidů důležitým prvkem úspěšné eradikace křídlatek. Porovnání účinků odlišných koncentrací herbicidu by tak mohlo být vhodným námětem k další studii. Patrně obtížně, ale účelné, by bylo získání těchto dat ze složitějších oddenkových systémů, které by lépe reflektovaly reálné oddenky rostlin in situ. V této a Matějčíkově (2016) studii byly použity pouze jednoduché nerozvětvené oddenky. Pozorování komplexnějších oddenkových systémů tří rostlin *F. ×bohemica* však naznačuje, že herbicid může do těchto oddenků pronikat s jinou intenzitou. Pro přesné závěry je tedy nutné ve výzkumu oddenků stále pokračovat.

Tato práce se dále zabývala analýzou hloubky průniku herbicidu do oddenků rostlin. Provedené experimenty se snažily získat potřebná data k zodpovězení otázky, proč při chemické eradikaci křídlatek dochází k opětovnému obrůstání ošetřených ploch, malými deformovanými rostlinami (Barták et al, 2010). A proč oddenky těchto rostlin obsahují mrtvou dřevnatou část i regenerující pupeny (Bashtanova et al., 2009). Nádobový experiment měl za cíl prověřit, jestli rostlina akumuluje herbicid do oddenků s odlišnou intenzitou. Statistické analýzy tuto hypotézu nepotvrdily, nicméně z výsledných grafů je možné na určitou závislost usuzovat. Rostlina v jarním a letním období pravděpodobně akumuluje herbicid do kořenového systému rovnoměrněji než v období podzimním. Naopak na podzim je herbicid přednostně akumulován do koncových částí. Výsledky není bohužel možné srovnat s jinou podobnou studií, protože práce zabývající se touto problematikou u křídlatek nebyly nalezeny. Tento fakt by však mohl hrát důležitou roli při tvorbě cílených metod eradikace, jistě by si tedy do budoucna zaslouhoval větší pozornost.

7. Závěr

Tato práce byla úzce zaměřena na sledování oddenkového systému invazních druhů křídlatek, který je zásadním prvkem jejich úspěšného šíření v sekundárním areálu (Bailey et al., 2007; Berchová-Bímová et Mandák, 2008). Cílem práce bylo zjistit, jak hluboko oddenkem proniká systemický herbicid. A to ve dvou odlišných vegetačních obdobích rostlin a u tří invazních taxonů rodu.

Výsledky nádobového experimentu prokázaly značný vliv fenologické fáze na charakter průniku systemického herbicidu do oddenkového systému rostlin. Na základě nádobového experimentu došlo ke zjištění, že důležitým faktorem zvyšujícím účinnost herbicidu je správné načasování doby postřiku. Na základě pozorování a nasbíraných dat se jako efektivnější metoda eradikace jeví postřik na začátku vegetačního období rostlin. A to u všech tří studovaných taxonů.

Práce dále odhalila možné nerovnoměrné ukládání herbicidu v oddenkovém systému rostlin, které by mohlo úzce souviset se schopností jejich následné regenerace. Proto by bylo vhodné se na tuto skutečnost v dalších pokusech zaměřit.

Bylo by však chybou znovu nepodotknout, že určité zkreslení těchto výsledků může představovat forma jejich získání. Nádobový experiment nemůže plně nahradit a pokrýt přirozené stanovištní podmínky, proto by bylo žádoucí na tuto pilotní studii navázat dalším výzkumem zaměřeným nejen na metody hubení křídlatek, ale také na porovnání průběhu jednotlivých likvidačních zásahů, zejména zohlednit vliv struktury oddenku, vegetačního období rostlin, typ a koncentraci použitého herbicidu. Pochopení této problematiky by tak mohlo přinést další cenné poznatky ve vývinu nových metod eradikace těchto invazních nepůvodních taxonů.

8. Seznam použité literatury a zdrojů

ADACHI N., TERASHIMA I. et TAKAHASHI M., 1996: Central Die-back of Monoclonal Stands of *Reynoutria japonica* in an Early Stage of Primary Succession on Mount Fuji Ann. Bot.77: 477-486.

AGENTURA OCHRANY PŘÍRODY A KRAJINY ČR (AOPK ČR), 2016: Invazní druhy – národní legislativa. <http://invaznidruhy.nature.cz/legislativa/narodni/>, cit. 19. 9. 2016.

ALASKA CENTER FOR CONSERVATION SCIENCE – NON NATIVE PLANTS (AKEPIC), 2016: Non-Native Plant Species List.<http://accs.uaa.alaska.edu/invasive-species/non-native-plant-species-list>, cit. 4. 2. 2017.

ANDĚRA M., 2006: Mammalia – Savci. – In: Mlíkovský J. et Stýblo P. [eds.], Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky, pp. 419–459, ČSOP, Praha.

BAILEY J. P. et CONOLLY A. P., 2000: Prize-winners to pariahs – A history of Japanese Knotweed s. l. (Polygonaceae) in the British Isles. – *Watsonia* 23: 93–110.

BAILEY J. P., 2003: Japanese knotweed s.l. at home and abroad. In: Child L., Brock J. H., Brundu G., Prach K., Pyšek P., Wade P. M. & Williamson M. [eds]: *Plant Invasions, Ecological Threats and Management Solutions*. – Backhuys Publishers, Leiden: 183–196

BAILEY J. P., BÍMOVÁ K. et MANDÁK B., 2007: The potential role of polyploidy and hybridisation in the further evolution of the highly invasive *Fallopia taxa* in Europe. – *Ecol. Res.* 22: 920–928.

BAILEY J. P., BÍMOVÁ K. et MANDÁK B., 2009: Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed s.l. sets the stage for the ‘Battle of the Clones’. *Biol Invasions*. 11: 1189–1203.

BASHTANOVA U. B., BECKETT K. P., et FLOWERS T. J., 2009: Review: Physiological approaches to the improvement of chemical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*). *Weed science*, 57(6), 584-592.

BARNEY J. N., THARAYIL N., DITOMMASO A. et BHOWMIK C., 2006: The biology of invasive alien plants in Canada. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.] Canadian Journal of Plant Science 86: 887–905.

BARTÁK R., KONUPKOVÁ KALOUSOVÁ Š. ET KRUPOVÁ B., 2010: Methods of elimination of invasive Knotweed species (*Reynoutria* spp.). Moravian-Silesian Region in cooperation with ČSOP Salamandr and with financial support from the European Union.

BEERLING, D. J. (1991): The testing of cellular concrete revetment blocks resistant to growths of *Reynoutria japonica* Houtt. (Japanese knotweed). Water research: the journal of the international association on quality. Vol. 25, p. 495–498.

BEERLING, D., BAILEY, J., et CONOLLY, A., 1994: *Fallopia Japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. Journal of Ecology, 82(4), 959-979.

BENACHOUR, N., SIPAHUTAR, H., MOSLEMI, S., GASNIER, C., TRAVERT, C., et SÉRALINI, G. E., 2007: Time-and dose-dependent effects of roundup on human embryonic and placental cells. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 53(1), 126-133.

BERCHOVÁ-BÍMOVÁ et MANDÁK, 2008: Všechno zlé je k něčemu dobré: evoluce křídlatek (*Fallopia*) v sekundárním areálu rozšíření. Zprávy České botanické společnosti, roč. 23, č. 0, s. 121–140.

BÍMOVÁ, K., MANDÁK, B. et PYŠEK, P. (2001): Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. In:

BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et PYŠEK p., 2003: "Experimental Study of Vegetative Regeneration in Four Invasive *Reynoutria* Taxa (Polygonaceae)." Plant Ecology 166.1 (2003): 1-11.

BÍMOVÁ K., MANDÁK B. et KAŠPAROVÁ I., 2004: How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? – J. Veg. Sci. 15: 495–504.

- BLOSSEY B. et NÖTZOLD R., 1995: Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants- a hypothesis. *J. Ecol.* 83:887–889
- BORGGGAARD O. K. et GIMSING A. L., 2008: Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Sci.* 2008, 64, 441–456.
- BRABEC J. et 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
- BROCK J. H. et WADE M., 1992: Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizome and stems: Observation from greenhouse trials. – In: *Proc. IXth Intern. Symp. on the Biology of Weeds*, p. 85–94, Dijon, France.
- BROCK J. H., 1995: Standing crop of *Reynoutria japonica* in the autumn of 1991 in the United Kingdom. – *Preslia* 66: 337–343.
- BRUNDU, G. et al. (2001): *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden. p. 283–290
- BZDEGA, K., JANIĄK, A., KSIĄŻCZYK, T., LEWANDOWSKA, A., GANCAREK, M., SLIWINSKA, E., et TOKARSKA-GUZIŁK, B., 2016: A Survey of Genetic Variation and Genome Evolution within the Invasive *Fallopia* Complex. *PLoS ONE*, 11(8).
- CLEMENTS D. R., DITOMMASO A, JORDAN N., BOOTH B D., CARDINA J., DOOHANE D., MOHLER Ch. L., MURPHY S. D. & SWANTON C. J., 2004: Adaptability of plants invading North American Cropland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 379–398.
- CLEMENTS D. R. et DITOMMASO A., 2011: Climate change and weed adaptation: can evolution of invasive plants lead to greater range expansion than forecasted? *Weed Research* 51: 227–240.

CONSER C., SEEBACHER L., FUJINO D. W., REICHARD S. et DITOMASO J. M., 2015 The development of a plant risk evaluation (pre) tool for assessing the invasive potential of ornamental plants. *PloS one*, 10(3).

CVACHOVÁ A., CHROMÝ P., GOJDIÈOVÁ M., LESKOVJANSKÁ A., PIETOROVÁ E., ŠIMKOVÁ A. et ZALIBEROV M., 2002: Průručka na určovanie vybraných invázných druhov rastlín, ŠOP SR, Banská Bystrica, 62 s.

DAVIS M. A. & THOMPSON K., 2001: Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help! – *Bull. Ecol. Soc. Amer.* 82: 206.

DOLEJSKÝ V., 2017: K problematice naplňování legislativy EU v oblasti invazních druhů. *Ochrana přírody* 1/2017. 25-27

DOSTÁL P. et PALEČKOVÁ M., 2011: *Biol Invasions* 13: 331.

DOWNEY P. O. et RICHARDSON D. M., 2016: Alien plant invasions and native plant extinctions: a six-threshold framework. *AoB Plants*.

DUKE S. O., 2011: Glyphosate metabolic degradation in glyphosate-resistant crop and weeds vs. susceptible crops and weed. *J. Agric. Food Chem.*

DUKE S. O., LYDON J., KOSKINEN W. C., MOORMAN T. B., CHANEY R. L. et HAMMERSCHMIDT R., 2012: Glyphosate Effects on Plant Mineral Nutrition, Crop Rhizosphere Microbiota, and Plant Disease in Glyphosate-Resistant Crops. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 60(42), 10375–10397.

EARLY R., BRADLEY B. A., DUKES J. S., LAWLER J. J., JOLDEN J. D., BLUMENTHAL D. M., GONZALEZ P., GROSHOLZ E. D., IBAÑEZ I., MILLER L. P., SORTE C. J. B. et TATEM A. J., 2016: Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, 7, 12485.

EC, 2002: Review report for the active substance glyphosate. European Commission., Directorate E – Food Safety: plant health, animal health and welfare, international questions, E1-Plant health.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY, 2015: Renewal assessment report on glyphosate. 31 October 2015. RMS: Germany, Co-RMS: Slovakia. Available from: <http://dar.efsa.europa.eu/darweb/provision>, cit. 26. 10. 2016.

GAGE K. L., GIBSON D. J., YOUNG B. G., YOUNG J. M., MATTHEWS J. L., WELLER S. C., et WILSON R. G., 2015: Occurrence of an herbicide-resistant plant trait in agricultural field margins. *Ecology and Evolution*, 5(18), 4161–4173.

GOURLEY S. A., LI J. et ZOU X., 2016: A mathematical model for biocontrol of the invasive weed *Fallopia japonica*. *Bulletin of Mathematical Biology*, 78(8), 1678–1702.

GREIM H., SALTMIRAS D., MOSTERT V. et STRUPP C. 2015: Evaluation of carcinogenic potential of the herbicide glyphosate, drawing on tumor incidence data from fourteen chronic/carcinogenicity rodent studies. *Critical Reviews in Toxicology*, 45(3), 185–208.

GROENEVELD E., BELZILE F., et LAVOIE C., 2014: Sexual reproduction of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* sl) at its northern distribution limit: new evidence of the effect of climate warming on an invasive species. *American journal of botany*, 101(3), 459–466.

HADINCOVÁ V., DOBRÝ J., HANZÉLYOVÁ D., HÄRTEL H., HERBEN T., KRAHULEC F., KYNCL J., MORAVCOVÁ L., ŠMILAUER P. et ŠMILAUEROVÁ M., 1997: Invazní druh *Pinus strobus* v Labských pískovcích. - *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 32, Mater. 14:63–79.

HARLEY J. L. et HARLEY E. L., 1987: A Checklist of Mycorrhiza in the British Flora - Addenda, Errata and Index. *New Phytologist*.107:741–749.

HEJDA M., PYŠEK P. et JAROŠÍK V., 2009: Impact of invasive plants on the species richness diversity and composition of invaded communities. *Global Ecology and Biogeography* 18: 372–382.

HIROSE T. et TATENO M., 1984: Soil nitrogen patterns induced by colonization of *Polygonum cuspidatum* on Mt. Fuji. *Oecologia* 61: 218–223.

HLAVÁČEK R., MANDÁK B. et PYŠEK P. 1996: Několik poznámek k nálezu *Reynoutria japonica* var. *compacta* v České republice. – Zprávy Čes. Bot. Společ. 31: 167–171.

HOLUB J., 1971: *Fallopia* Adans. 1763 instead of *Bilderdykia* Dum. 1827. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 6: 171–177.

HOUTTUYN F, 1777: Natuurlijke Historie 8. De Erven van F. Houttuyn, Amsterdam

HORÁČKOVÁ J., JUŘIČKOVÁ L., JAROŠÍK V., ŠIZLING A. et PYŠEK P., 2014: Invasiveness does not predict impact: response of native land snail communities to plant invasions in riparian habitats.

CHAI S-L., ZHANG J., NIXON A et NIELSEN S., 2016: Using Risk Assessment and Habitat Suitability Models to Prioritise Invasive Species for Management in a Changing Climate. PLoS ONE 11 (10).

CHILD, L. et WADE M. 2000. The Japanese Knotweed Manual. The Management and Control of an Invasive Alien Weed. Chichester, UK: Packard.

CHITTKA L. SCHÜRKENSS., 2001: Successful invasion of a floral market. An exotic Asian plant has moved in on Europe's river-banks by bribing pollinators. – Nature 411: 653

CHRTEK J. sen. et CHRTEKOVÁ A., 1983: *Reynoutria* × *bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. Čas. Nár. Muz., Ser. Nat., 152 (2): 120

CHRTEK J., 1990: *Reynoutria* Houtt., křídlatka. In: Hejný S., Slavík B., Hrouda L. & Skalický V. [eds]: Květena ČR 2. – Academia, Praha: 362–366.

CHYTRÝ M. et PYŠEK P., 2008: Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech (Invasions by alien species in plant communities). Zprávy Čes. Bot. Společ. 43, Mater. 23: 17–40.

JEHLÍK V., 1998: Cizí expanzivní plevele České a Slovenské republiky. Academia, Praha, 506 s.

JOSHI S., GRUNTMAN M., BILTON M., SEIFAN M. et TIELBÖRGER, K., 2014: A comprehensive test of evolutionarily increased competitive ability in a highly invasive plant species. *Annals of botany*, mcu199.

KASTLER, B., et Samimi, C., 2013: The Impact of "Robinia pseudoacacia" on Ground Vegetation and Plant Nutrient Matter in Donau-Auen National Park. *In: 5th Symposium for Research in Protected Areas: 10-12 June 2013, Mittersill; conference volume. - Mittersill : Hohe Tauern National Park Salzburg. 345-352*

KOOP A.L, FOWLER L., NEWTON L.P. et CATON B.P, 2011: Development and validation of a weed screening tool for the United States. *Biol Invasions* 14: 273–294

KROUTIL P., 2011: Křídlatky (*Reynoutria* spp., syn. *Fallopia* spp.). Ministerstvo zemědělství ČR ve spolupráci se Státní rostlinolékařskou správou Těšnov 17, Praha, 8s.

KEANE, R. M., et M. J. CRAWLEY, 2002, Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis: *Trends in Ecology & Evolution*, v. 17, p. 164-170.

KOLÁŘ, F0., 2012: Ochrana přírody z pohledu biologa: proč a jak chránit českou přírodu. Praha: Dokořán.

KOVÁŘOVÁ M., BARTŮŇKOVÁ K., FRANTÍK T., KOBLIHOVÁ H., PRCHALOVÁ K., et VOSÁTKA, M., 2010: Factors influencing the production of stilbenes by the knotweed, *Reynoutria × bohemica*. *BMC Plant Biology*, 10, 19.

KRAHULCOVÁ A., KRAHULEC F. et KIRSCHNER J., 1996: Introgressive hybridization between a native and an introduced species: *Viola lutea* subsp. *sudetica* versus *V. tricolor*. – *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 219–244.

KREBS C., GERBER E., MATTHIES D. et SCHAFFNER U., 2011: Herbivore resistance of invasive *Fallopia* species and their hybrids. *Oecologia*, 167(4), 1041-1052.

KŘIVÁNEK M., 2004: Rostlinné invaze - pět otázek a pět odpovědí. *Ochrana přírody. Environs : Praha, , 59(1), 10-12*

KŘIVÁNEK M., PYŠEK P., SÁDLO J. & MANDÁK B., 2006: Cormophyta – vyšší rostliny. – In: Mlíkovský J. & Stýblo P. [eds.], Nepůvodní druhy flóry a fauny České republiky. Český svaz ochránců přírody, Praha. 28-33

KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. et ŠTĚPÁNEK J. [eds], 2002: Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha, p. 928

KUROSE D., RENALS T., SHAW R., FURUYA N., TAKAGI M. et EVANS H., 2006: Fallopia japonica, an increasingly intractable weed problem in the UK: Can fungi help cut through this Gordian knot? *Mycologist* 20(4):126-129

KUROSE, D., FURUYA, N., SAEKI, T., TSUCHIYA, K., TSUSHIMA, S., et SEIER, M. K., 2016: Species-specific detection of *Mycosphaerella polygoni-cuspidati* as a biological control agent for Fallopia japonica by PCR assay. *Molecular Biotechnology*, 58(10), 626-633.

LEPŠ J. et ŠMILAUER P: 2016. Biostatistika. Episteme, nakladatelství JčU, České Budějovice

LEVINE S, VON MÉREY G, MINDERHOUT T, MANSON P. et SUTTON P., 2015: Aminomethylphosphonic acid (AMPA) has low chronic toxicity to *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Environ Toxicol Chem* 34:1382–1389

LOCANDRO R. R., 1978: Weed watch. Japanese bamboo. – *Weeds Today* 9: 21–22

LOCKWOOD J. L., HOOPEs M. F. et MARCHETTI M. P., 2013: Invasion ecology. Second Edition. Wiley, Chichester, 466 s.

MANDÁK B., PYŠEK P., LYSÁK M., SUDA J., KRAHULCOVÁ A., et BÍMOVÁ K., 2003: Variation in DNA- ploidy Levels of *Reynoutria* Taxa in the Czech Republic. *Annals of Botany*, 92(2), 265–272.

MANDÁK B., PYŠEK P. et BÍMOVÁ K., 2004: History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. – *Preslia*, Praha, 76: 15–64.

- MANDÁK B., BÍMOVÁ K., PYŠEK P., ŠTĚPÁNEK J. et PLAČKOVÁ I. 2005: Isoenzyme diversity in *Reynoutria* taxa: escape from sterility by hybridization. – *Plant Systematics and Evolution* 253: 219–230.
- MANDÁK B. et PYŠEK P., 1996: Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky. – *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 32, Mater. 14: 45–57.
- MARKOVÁ Z. et HEJDA M., 2011: Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa* 1: 10-14.
- MATĚJČÍK. M, 2016: Působení systemického herbicidu na oddenkový systém křídlatek [Diplomová práce, Praha; depon. in: Fakulta ŽP, Česká zemědělská universita, Praha], 101 s.
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR (MŽP ČR), 2016: Invazní druhy. http://www.mzp.cz/cz/invazni_druhy, cit. 19. 9. 2016.
- MITCHELL C.E. et POWER A.G., 2003: Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* 421, 625-627.
- MLÍKOVSKÝ J. et STÝBLO P. [eds], 2006: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 496 s.
- MOSLEMI R. S., SIPAHUTAR S., BENACHOUR H., et SERALINI N.G. E., 2005: Differential effects of glyphosate and roundup on human placental cells and aromatase. *Environmental health perspectives*, 716-720.
- von MÉREY G., MANSON P. S., MEHRSHEIKH A., SUTTON P. et LEVINE S. L., 2016: Glyphosate and aminomethylphosphonic acid chronic risk assessment for soil biota. *Environ Toxicol Chem*, 35: 2742–2752.
- MURRELL C., GERBER E., KREBS C., PAREPA M., SCHAFFNER U. et BOSSDORF O, 2011: Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *American Journal of Botany*, 98:38–43.
- PATOČKA J., 2016: Křídlatka jako zdroj bioaktivních látek. *Botanika* 4, 2016/2.

PAREPA M., FISCHER M., KREBS C. et BOSSDORF O., 2014: Hybridization increases invasive knotweed success. *Evolutionary Applications*, 7(3), 413–420.

PERGL J., 2001: Biometrická studie druhů rodu *Reynoutria*. – Ms., 60 p. [Diplomová práce, Praha; depon. in: Lesnická fakulta, Česká zemědělská universita, Praha].

PERGL, J. 2008: Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů?. *Zprávy České botanické společnosti*. 2008, roč. 43, Mater. 23, s. 183-192.

PERGL J., SÁDLO J., PETRUSEK A. et PYŠEK P., 2013: Alien species in the Czech Republic; black and grey lists with recommended management actions for the state authorities. Botanický ústav AV ČR. Přírodovědecká fakulta UK.

PERGL J., DUŠEK J., HOŠEK M., KNAPP M., SIMON O., BERCHOVÁ K., BOGDAN V., ČERNÁ M., POLÁKOVÁ S., MUSIL J., SÁDLO J., SVOBODOVÁ J., 2016:

Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů.

PERGL J., SÁDLO J., PETRUSEK A., LAŠTŮVKA Z., MUSIL J., PERGLOVÁ I., ŠANDA R., ŠEFROVÁ H., ŠÍMA J., VOHRALÍK V. et PYŠEK P., 2016: Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28: 1-37

PETRUSEK A. 2006: Crustacea – korýši. pp. 227–229, 2 33–234. – In: Mlíkovský J. et Stýblo P., *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha, ČSOP, 496 p.

PIMENTEL D., ZUNIGA R. et MORRISON D., 2005: Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecol Econ* 52: 273–288

PLESNÍK J., 2016: Soumrak glyfosátu? *Ochrana přírody* 71(4): IV-VI.

PRIMACK R. B., KINDLMANN P. et JERSÁKOVÁ J., 2011: Úvod do biologie ochrany přírody. Praha: Portál, 2011. – 472

PRACH K., ŘEHOUNKOVÁ K., KONVALINKOVÁ P. et TRNKOVÁ R., 2008: Invaze a sukcese. – *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 43, Mater. 23: 41–49.

PYŠEK P. et PRACH K., 1993: Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. – *Journal of Biogeography* 20: 413–420.

PYŠEK P., SÁDLO J. et MANDÁK B., 2002: Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*, 74(2): 97-186.

PYŠEK P., 2001: Které biologické vlastnosti usnadňují invazi rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 36, 21-30.

PYŠEK P. et TICHÝ L., 2001: Rostlinné invaze. Vyd. 1. Brno: Rezekvítek. 40 s.

PYŠEK P., BROCK J. H., BÍMOVÁ K., MANDÁK B., JAROŠÍK V., KOUKOLÍKOVÁ I., PERGL J. et ŠTĚPÁNEK J., 2003: Vegetative regeneration in invasive *Reynoutria* (Polygonaceae) taxa: the determinant of invasibility at the genotype level. – *Am. J. Bot.* 90: 1487–1495.

PYŠEK P. et SÁDLO J., 2004: Zavlečené rostliny: Sklízíme, co jsme zaseli? *Vesmír*, 83(1), 35–40.

PYŠEK P., CHYTRÝ M. et PRACH K., 2008^a: Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě (Twelve years of research in plant invasions in the Czech Republic and other parts of the world). *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 23: 3-15.

PYŠEK P., RICHARDSON D. M., PERGL J., JAROŠÍK V., SIXTOVÁ Z. et WEBER E., 2008^b: Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. – *Trends in Ecology and Evolution* 23: 237–244.

PYŠEK P., CHYTRÝ M., MORAVCOVÁ L., PERGL J., PERGLOVÁ I., PRACH K. et SKÁLOVÁ H. 2008^c: Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. *Zprávy Čes. Bot. Spol.* 43, Mater. 23: 219-222.

PYŠEK P., CHYTRÝ M. et PERGL J., 2012^a: Invazní rostliny v České republice a jejich vliv na biodiverzitu. In *Ochrana přírody a krajiny v České republice. Vybrané aktuální problémy a možnosti jejich řešení*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 692-705.

PYŠEK P., CHYTRÝ M., PERGL J., SÁDLO J. et WILD J., 2012^b: Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84: 576–630

PYŠEK P., DANIHELKA J., SÁDLO J., CHRTEK J. JR, CHYTRÝ M., JAROŠÍK V., KAPLAN Z., KRAHULEC F, MORAVCOVÁ L., PERGL J., ŠTAJEROVÁ K. et TICHÝ L. (2012^c) Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84: 155–255.

RADOSEVICH S. R., HOLT J. S et CLAUDIO M. G., 1997: Ecology of weeds and invasive plants: relationship to agriculture and natural resource management. John Wiley&Sons, New Jersey.

RICHARDS C. L., WALLS R. L., BAILEY J. P., PARAMESWARAN R., GEORGE T. et PIGLIUCCI M., 2016: Plasticity in salt tolerance traits allows for invasion of novel habitat by Japanese knotweed s. l. (*Fallopia japonica* and *F. xbohemica*, *Polygonaceae*). *Am J Bot.* 2008 Aug;95(8):931-42.

RICHARDSON D. M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M. G., PANETTA F. D. et WEST C. J., 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity Distrib.* 6: 93-107.

RICHARDSON D. M et PYŠEK P, 2006: Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography.*30: 409–431

RICHARDSON D. M. et PYŠEK P., 2008: Fifty years of invasion ecology – the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions*, 14: 161–168.

ROUFED S, BYCZEK C, LAFFRAY D., PIOLA F., 2012: Invasive Knotweeds are Highly Tolerant to Salt Stress. *Environmental Management*; Vol. 50 Issue 6, 1027 s.

SAKAI A, ALLENDORF F. W., HOLT J. S., LODGE D. M., MOLOFSKY J., WITH K. A., SYNDALLAS B., CABIN R. J., COHEN J. E., ELLSTRAND N. C., MCCAULEY E. D., O'NEIL P., PARKER I. M., THOMPSON J. N. et WELLER S.G., 2001: The population biology of invasive species. *Annu Rev Ecol Evol Syst.*, 32 305–332

SIEBOLD P. F., 1848: Extrait du catalogue et du prix-courant des plantes du Japon et des Indes-Orientales et Occidentales Neerlandaises. Jaarboek van de Koninklijke Nederlandsche Maatschappij tot Aanmoediging van den Tuinbouw, pp. 38-49.

SUKOPP H. et SCHICK B., 1991: Zur Biologie neophytischer Reynoutria-Arten in Mitteleuropa: I. Über Floral-und Extrafloralnektarien. Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg. 124: 31–42.

ŠEFROVÁ H., LAŠTŮVKA Z., 2005: Catalogue of alien animal species in the Czech Republic. Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis 53(4): 151–170.

ŠRUBAŘ, M., 2006: Konec vítězného tažení křídlatky. Veronica, roč. 20, č. 2, str. 15

ŠTAJEROVÁ K.; PERGL J.; SÁDLO, J.; VÍTKOVÁ M. et PYŠEK P., 2015: Opravdu máme kácet akáty? Rozhodování o budoucnosti trnovníku akátu v České republice. Včelařství, roč. 68, č. 8, 276-277.

TE BEEST M., LE ROUX, J. J., RICHARDSON D. M., BRYSTING A. K., SUDA J., KUBEŠOVÁ M. et PYŠEK, P., 2012: The more the better? The role of polyploidy in facilitating plant invasions. *Annals of Botany*, 109(1), 19–45.

THOMPSON H. M., LEVINE S. L., DOERING J., NORMAN S., MANSON P., SUTTON, P. et VON MÉREY G., 2014: Evaluating exposure and potential effects on honeybee brood (*Apis mellifera*) development using glyphosate as an example. *Integr Environ Assess Manag*, 10: 463–470.

VYHLÁŠKA č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů, v platném znění.

WILLIAMSON M. et FITTER A., 1996: The varying succes of invaders. *Ecology* 77: 1661-1666.

YONEKURA K. et OHASHI H., 1997: New combinations of East Asian species of *Polygonum* s. l. – *J. Jap. Bot.* 72: 154–161.

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

ZÁKON č. 289/1995 Sb. o lesích, v platném znění.

ZÁKON č. 254/2001 Sb., vodní zákon, v platném znění.

ZÁKON č. 449/2001 Sb., o myslivosti, v platném znění

ZÁKON č. 78/2004 Sb. o nakládání s geneticky modifikovanými organismy a genetickými produkty, v platném znění.

ZÁKON č. 99/2004 Sb., o rybářství.

ZÁKON č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči, v platném znění.

ZHENG Y., FENG Y., VALIENTE-BANUET A., LI Y., LIAO Z., ZHANG J. et CHEN Y. 2015: Are invasive plants more competitive than native conspecifics? Patterns vary with competitors. *Scientific reports*, 5.

ZUUR A., IENO E. WALKER N., SAVELIEV A. et SMITH G., 2009: Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

9. Seznam obrázků

Obr. č. 1: <i>Fallopia sachalinensis</i> postupně proniká do lesních společenstev (lokalita: Úvaly, říjen 2016).....	24
Obr. č. 2: Kukuřičné pole s prorůstající <i>F. xbohemica</i> (lokalita: Nové Jirny, květen 2016). ..	26
Obr. č. 3: <i>Fallopia xbohemica</i> je zdatným konkurentem zemědělských plodin (lokalita: Nové Jirny, říjen 2016).....	26
Obr. č. 4: Nadzemní výhony <i>F. xbohemica</i> v zimním období (lokalita: Havlíčkův Brod, leden 2016).....	27
Obr. č. 5: Listy <i>F. sachalinensis</i> mohou dorůstat značných rozměrů (lokalita:Úvaly, říjen 2016).....	40
Obr. č. 6: Nápadné květenství <i>F. xbohemica</i> (Lokalita: Nové Jirny, září 2016).....	41
Obr. č. 7: Pohled na lokalitu Konopiště, kde probíhal sběr oddenků <i>F. xbohemica</i>	42
Obr. č. 8: Rostliny <i>F. xbohemica</i> (květen 2016)	42
Obr. č. 9: Regenerující oddenky <i>F. xbohemica</i>	43
Obr. č. 10: Na oddencích se postupně objevují rašící rostliny <i>F. xbohemica</i>	43
Obr. č. 11: Zasazený zregenerovaný oddenek <i>F. sachalinensis</i> připravený k přemístění na venkovní experimentální plochu.....	44
Obr. č. 12: Pohled na venkovní část nádobového experimentu.....	45
Obr. č. 13: Listy <i>F. sachalinensis</i> vykazovaly v den sklizně znatelný účinek herbicidu Obr. č.	
Obr. č. 14: Kontrolní rostlina (neošetřena herbicidem) <i>F. sachalinensis</i> v den sklizně	46
Obr. č. 15: Regenerující oddenky v destilované vodě (srpen 2016)	47
Obr. č. 16: Znázornění rozložení variability morfologických charakteristik rostlin v den postřiku. A: Kontrolní rostliny a rostliny, na které bude aplikován herbicid. B:Zachycuje rozložení variability dat podle taxonu. C: Znázorňuje rozložení variability dat v jednotlivých sledovaných obdobích. Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehle hodnoty.....	52
Obr. č. 17: Rozložení variability dat biomasy rostlin na základě postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem). Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Bod označuje odlehlou hodnotu.....	54
Obr. č. 18: Rozdíl v hmotnosti biomasy jednotlivých druhů v závislosti na letním postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).	54
Obr. č. 19: Rozdíl v hmotnosti biomasy jednotlivých druhů v závislosti na podzimním postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).....	55
Obr. č. 20: Rozložení variability dat biomasy rostlin v závislosti na letním či podzimním postřiku herbicidem (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem). Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Bod označuje odlehlou hodnotu.	55
Obr. č. 21: Zobrazuje variabilitu dat vytvořených pupenů v závislosti na postřiku a období jeho aplikace (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem. Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí	

medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.....	57
Obr. č. 22: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů v závislosti na druhu křídlatky a období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem). Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.....	58
Obr. č. 23: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů na jednotlivých segmentech v závislosti na období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).	60
Obr. č. 24: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů na jednotlivých segmentech v závislosti na období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem)	61
Obr. č. 25: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů na jednotlivých segmentech v závislosti na období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).	62
Obr. č. 26: Zobrazuje průměrný počet vytvořených pupenů dle druhu, segmentu a období postřiku (NO – kontrolní rostliny, YES – rostliny ošetřené herbicidem).	62
Obr. č. 27: Rozložení variability dat vytvořených pupenů v závislosti na rozdílné koncentraci aplikovaného herbicidu (0% – kontrolní rostliny). A: F. xbohemica, B: F. japonica, C: F. sachalinensis. Střední „krabicová“ část diagramu obsahuje 50 % dat a je ohraničená kvartily. Linie mezi nimi značí medián. Kolmé linie vycházející ze střední části diagramu vyjadřují variabilitu dat nad kvartily (25 %, 25 % dat). Body označují odlehlé hodnoty.	65

10. Seznam tabulek

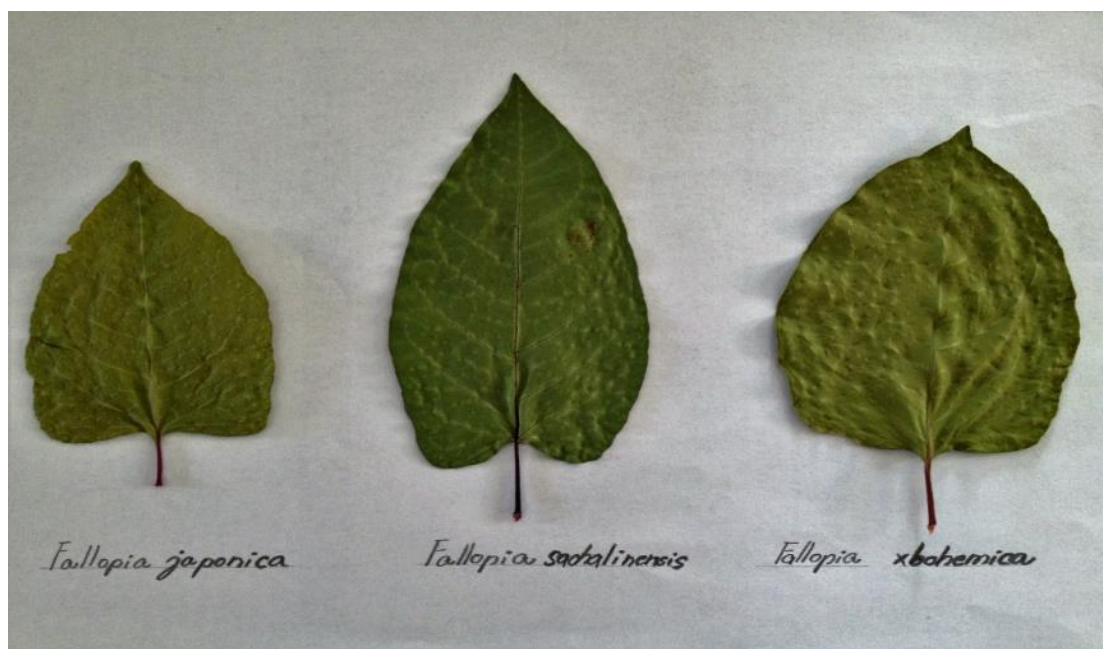
Tab. č. 1: Výsledky analýzy vlivu charakteristik oddenku na jeho konečnou regeneraci, tj tvorbu regenerujících pupenů, t – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	50
Tab. č. 2: Výsledky analýzy předpokladu vlivu výšky rostliny a počtu listů na konečnou regeneraci oddenků, Z – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	51
Tab. č. 3: Výsledky analýzy morfologických charakteristik rostlin v době postřiku, df - stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	52
Tab. č. 4: Výsledky analýzy biomasy rostlin, F – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	53
Tab. č. 5 : Výsledky analýzy pro předpoklad, že postřik a období jeho aplikace ovlivňuje počet vytvořených pupenů na oddencích při následné regeneraci oddenků, Z – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	56
Tab. č. 6: Výsledky analýzy pomocí ZIP model vztažené ke kontrolním rostlinám <i>F. xbohemica</i> , Z – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	58
Tab. č. 7: Výsledky analýzy průniku herbicidu oddenkovým systémem <i>F. xbohemica</i> , segment - faktor hloubky průniku, F – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	60
Tab. č. 8: Výsledky analýzy průniku herbicidu oddenkovým systémem <i>F. japonica</i> , segment - faktor hloubky průniku, F – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	61
Tab. č. 9: Výsledky analýzy průniku herbicidu oddenkovým systémem <i>F. sachalinensis</i> , df – stupně volnosti, segment - faktor hloubky průniku, F – testovací statistika, df – stupně volnosti, p – dosažená hladina významnosti.	62
Tab. č. 10: Data z této studie kombinována s daty získanými v předešlé studii (Matějčík, 2016).	64

11. Přílohy

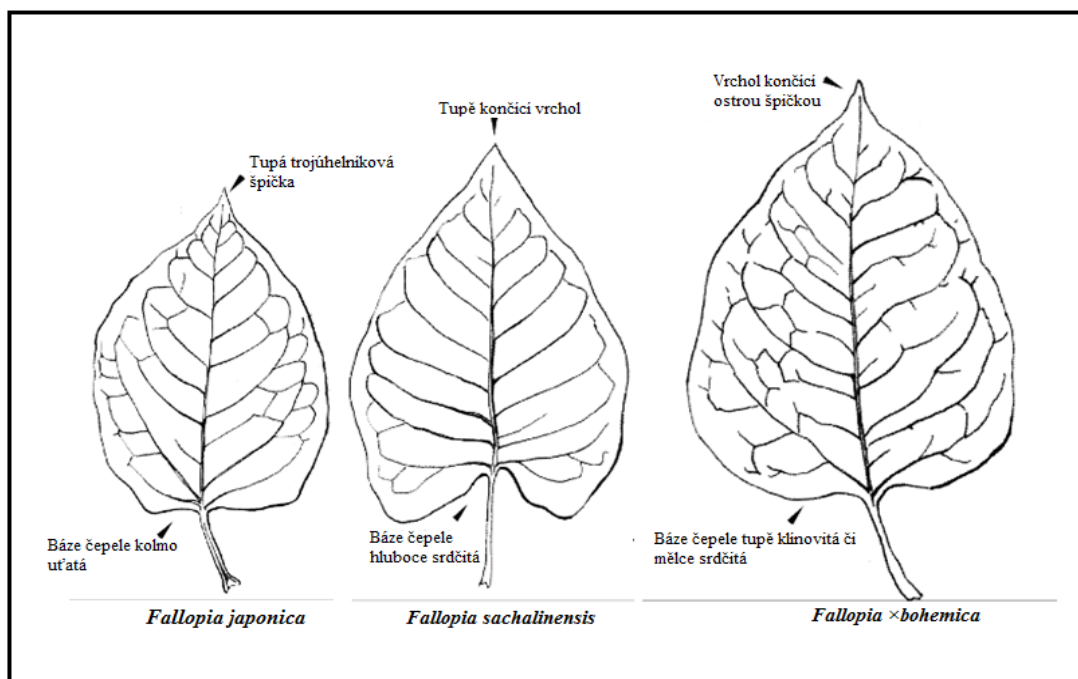
Příloha č. 1: Přehled hlavních rozlišovacích znaků rodu *Fallopia* (upraveno dle Cvachová et al., 2002)

	<i>Fallopia japonica</i>	<i>Fallopia sachalinensis</i>	<i>Fallopia ×bohemica</i>
Výška rostliny	(1,0)1,5 - 2,0 (2,5) m	1,5 - 3,0 (4,0) m	1,5 - 3,0 m
Tvar čepele	Většinou široce trojúhelníkovitá	Podlouhle vejčitá	Většinou široce vejčitá
Délka čepele	(9)10 - 17(22) cm	(20)25 - 35 (40) cm	(10)15 - 23 (27) cm
Šířka čepele	(6)8 - 12 (20) cm	(15)20 - 25 (30) cm	(9)12 - 20 (22) cm
Vrchol čepele	U spodních listů zakončen tupou trojúhelníkovitou špičkou, u horních dlouhou ostrou špičkou	U spodních listů tupá až tupě špičatá	U horních i spodních listů špičatá či vybihající do dlouhé ostré špičky
Báze čepele	Utátá (nejčastější)	Hluboce srdčitá	Tupě klínovitá či mělce srdčitá
Rub čepele	Papilky lupou špatně viditelné, krátké (redukované) s nafouknutou bází	Roztroušené dlouze chlupatý, chlupy jsou +/- stejných rozměrů, na bázi nenafouknuté	Papilky lupou velmi dobře viditelné, krátké, se silně nafouknutou bází
Barva čepele	Na obou stranách zelená až světlezelená	Na líci zelená až tmavězelená, na rubu sivozelená	Na rubu sivozelená
Konzistence čepele	Tuhá (kožovitá)	Měkká (listy vypadají zvadle)	Tuhá
Soukvětí	Rozvolněné, v obrysu trojúhelníkovité, aspoň některé větvičky soukvětí převislé	Nakupené, v obryse oválné, větvičky soukvětí nejsou nikdy převislé	Nakupené, v obryse oválné, větvičky soukvětí nejsou nikdy převislé
Nejdelší větvičky v soukvětí	0 5 až 7 cm delší než stopka, sahající do 3/4 čepele	0 1 až 2 cm delší než stopka, sahající do 1/4 čepele	0 2 až 4 cm delší než stopka, sahající do 1/4 až 1/2 čepele
Křídla okvětí na zralých plodech	3 až 4 mm široké, po stopce plodu nesbíhavé	1,5 až 2 mm široké, pozvolna zúžené, po stopce plodu výrazně sbíhavé	2 až 3 mm široké, po stopce plodu sbíhavé

Příloha č. 2.: Porovnání listů tří druhů křídlatek (fotografie a sběr: Martina Kadlecová 2016)



Příloha č. 3: Morfologické charakteristiky listů křídlatek (upraveno dle Cvachová et al., 2002)



Příloha č. 4: Porost *F. japonica* var. *japonica* (lokalita: Úvaly, říjen 2016)



Příloha č. 5: Semena *F. japonica* var. *japonica* (lokalita Úvaly, říjen 2016)



Příloha č. 6: Porost *F. sachalinensis* (lokalita Úvaly, říjen 2016)



Příloha č. 7: Nažky *F. sachalinensis* (lokalita Úvaly, říjen 2016)



Příloha č. 8: Porost *F. ×bohemica* (lokalita Praha, říjen 2016)



Příloha č. 9: Nažky *F. ×bohemica* (lokalita Nové Jirny, říjen 2016)



Příloha č. 10: Rostliny *F. ×bohemica* v kruhových nádobách.



Příloha č. 11: Postřik rostlin „Letní“ verze systemickým herbicidem o koncentraci 8 %



Příloha č. 12: Regenerující oddenek *F. sachalinensis* s nerozdělenými nody




Příloha č. 13: Oddenek vzrostlé *F. ×bohemica* (z kruhové nádoby)



Příloha č. 14: Regenerující oddenek *F. ×bohemica* s ponechanými pupeny



Příloha č. 15: Porovnání jednotlivých variant experimentu

	Počet a druh rostlin v experimentu			Charakter regenerace a zasazení oddenků				Analýza oddenků	
	<i>F. japonica</i>	<i>F. sahalinensis</i>	<i>F. ×bohemica</i>	Odstranění kořenů, pupenů a rostlin (ponechání pouze oddenku)	Regenerace oddenku ve válcích s vodou	Zasazení zregenerovaného oddenku s jednou rašící rostlinou	Zasazení oddenku včetně kořenového bahu s jednou rašící rostlinou	Odstranění kořenů a pupenů	Rozdělení na segmenty
Letní verze	15	15	15	✓	✓	✓	✗	✓	✓
Podzimní verze	15	9	14	✓	✓	✓	✗	✓	✓
<i>F. ×bohemica</i> (pozorování nad rámeč cíli)	0	0	3	✗	✗	✗	✓	✗	✗

Příloha č. 16: Schéma aplikace systemického herbicidu

Letní verze experimentu	<i>F. japonica</i>		<i>F. sahalinensis</i>		<i>F. ×bohemica</i>	
	Použitá koncentrace herbicidu					
	8%	bez postřiku	8%	bez postřiku	8%	bez postřiku
Počet vzorků	10	5	10	5	10	5
Den postřiku	7. 7. 2016.		7. 7. 2016.		7. 7. 2016.	
Den sklizně	11. 8. 2016		11. 8. 2016		11. 8. 2016	

Podzimní verze experimentu	<i>F. japonica</i>		<i>F. sahalinensis</i>			<i>F. ×bohemica</i>		
	Použitá koncentrace herbicidu							
	8%	bez postřiku	8%	5%	bez postřiku	8%	8%	bez postřiku
Počet vzorků	14	1	4	4	1	13	3	1
Den postřiku	25. 9. 2016		25. 9. 2016	25. 9. 2016		25. 9. 2016	25. 9. 2016	
Den sklizně	14. 10. 2016		14. 10. 2016	14. 10. 2016		14. 10. 2016	26. 10. 2016	

Příloha č. 17: Podzimní postřik – na oddenku *F. japonica* se začínají objevovat první kořeny a pupeny



Příloha č. 18: Podzimní postřik – regenerující segmenty oddenku *F. sachalinensis*



Příloha č. 19: regenerující segment *F. ×bohemica* po podzimním postřiku

