

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Lukáš Gabriel

**Sledování změn vegetace pod vlivem porostů
křídlatky (*Reynoutria sp.*).**

Diplomová práce

v oboru
Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: RNDr. Miroslav Zeidler, Ph.D.

Olomouc 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Miroslava Zeidlera, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 4. 5. 2012

.....
Bc. Lukáš Gabriel

ABSTRAKT

Gabriel, L.: Sledování změn vegetace pod vlivem porostů křídlatky (*Reynoutria sp.*).

Naše země v celosvětovém kontextu sice zdaleka nepatří mezi nejohroženější oblasti, ale i zde vliv invazních druhů na původní přírodu rychle roste. Nebezpečí invazí a expanzí je aktuální také na vnitrodruhové úrovni. Přísun geneticky cizorodého materiálu z jiných populací, byť stejného druhu, vede k narušení lokálních populací či ekotypů, k ochuzení genotypové variability a snížení ekologické plasticity druhu.

Jedněmi z nejrozšířenějších invazních druhů v České republice jsou rostliny z rodu *Reynoutria*. Těmito se zabývá i tato diplomová práce. Diplomová práce je zaměřena na vliv velkoplošné likvidace křídlatek herbicidy na okolní vegetaci, zejména pak na změnu druhové diverzity a početnosti druhů. Po dobu tří let byla sledována čtyři různá stanoviště v povodí řeky Morávky, od Frýdku – Místku po vodní nádrž Morávka, která byla výrazně zasažena těmito invazními rostlinami. Data byla získána fytoocenologickým snímkováním vybraných kontrolních ploch na čtyřech přírodních stanovištích, kterými byli lužní les, periodické náplavy řeky s židoviníkem německým, extenzivně sečené louky a acidofilní bučiny. Po vyhodnocení veškerých dat byla u všech sledovaných stanovišť pozorována snižující se druhová diverzita bylinného patra.

Klíčová slova: invazní rostliny, křídlatka, *Reynoutria*, fytoecologie, Morávka

ABSTRACT

Gabriel, L.: Vegetation changes assesment under impact of *Reynoutria sp.*

Our country does not belong to the group of the most danger areas in worldwide context, but the influence of the invasion plants on original nature increases very fast. Also the danger of invasions and expansions is actual on intraspecific level. Feed of genetically heterogenous material from other population, though the some species, leads to intrusion of local populations or oecotypes, to depletion of genotypic variability and decline of species ecological plasticity.

One of the most extensive species in the Czech Republic are plants from genus *Reynoutria*. My diploma work delas with this genus. The diploma work is focus on influence of *Reynoutria* large-area disposals by herbicides on surrounding vegetation, especially on the species diversity changes. Four different station in river-basin Morávka were observed for a period three years, from town Frýdek – Místek to water reservoir Morávka which was markedly affected these invasion plants. Data were obtained in phytocenological surfing selected control areas in four nature stations, which were flood- flain forest, periodically river alluviums with *Myricaria germanica*, extensively truncated meadows and acidophilic beechwoods. Diminishing species diversity of herb level was observed in all monitored stations after evaluation of all data.

Keywords: invasion plants, *Reynoutria*, phytosociology, Morávka

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat svému vedoucímu práce, RNDr. Miroslavovi Zeidlerovi, Ph.D., za odborné vedení při vypracování diplomové práce, za pomoc, cenné rady a připomínky.

V Olomouci, dne 4. 5. 2012

OBSAH

CÍL PRÁCE	14
1. ÚVOD	15
2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY	17
2.1 INVAZNÍ ROSTLINY	17
2.1.1 Vliv invaze křídlatek na původní společenstva	17
2.1.2 Původní a nepůvodní druh.....	18
2.1.3 Vymezení pojmu invazní rostliny	19
2.1.4 Znaky invazních rostlin.....	20
2.1.5 Strategie boje proti invazním rostlinám.....	21
2.1.6 Ekonomické důsledky.....	23
2.2 KŘÍDLATKY	25
2.2.1 Fytotoxické vlastnosti křídlatek	26
2.2.2 Druhy křídlatek na našem území.....	27
2.2.3 Způsoby rozmnožování a rozšiřování	29
2.2.4 Význam křídlatek	32
2.2.5 Škodlivost křídlatek.....	32
2.3 LIKVIDACE KŘÍDLATEK.....	33
2.3.1 Biologické metody.....	36
2.3.2 Mechanické metody	38
2.3.3 Chemické metody.....	39
3. MATERIÁL A METODIKA	40
3.1 FYTOCENOLOGICKÁ METODA	41
3.1.1 Velikost a tvar studijní plochy	41
3.2 SYNTÉZY FYTOCENOLOGICKÝCH DAT	42
3.3 SESTAVENÍ STÁLOSTNÍ TABULKY	42
3.4 ZPRACOVÁNÍ DAT V EXCELU	42
3.5 STATISTICKÁ ANALÝZA	43
3.6 SLEDOVANÉ LOKALITY	43
3.6.1 Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion</i> <i>incanae</i> , <i>Salicion albae</i>) (91E0)	44
3.6.2 Alpínské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým (<i>Myricaria germanica</i>) (3230)	44
3.6.3 Extenzivní sečené louky nížin až podhůří (<i>Arrhenatherion</i> , <i>Brachypodio-Centaureion</i> <i>nemoralis</i>) (6510).....	45
3.6.4 Bučiny asociace <i>Luzulo-Fagetum</i> (9110)	45

4. VÝSLEDKY	46
4.1 PROCENTUÁLNÍ VYJÁDŘENÍ POČTU DRUHŮ V JEDNOTLIVÝCH LETECH	46
4.2 STATISTICKÁ ANALÝZA V PROGRAMU CANOCO	48
4.2.1 Stanoviště 91E0	48
4.2.2 Stanoviště 6510.....	52
4.2.3 Stanoviště 3230.....	54
4.2.4 Stanoviště 9110.....	56
5. DISKUSE	58
6. ZÁVĚR	62
7. LITERATURA	63
8. PŘÍLOHY	69

CÍL PRÁCE

Cílem teoretické části diplomové práce bylo přehledné shrnutí aktuálních poznatků o:

1. Vlivu invazních rostlin na okolní vegetaci se zaměřením na křídlatky (*Reynoutria sp.*), mechanismech působení, následcích.
2. Ekologii křídlatek.
3. Metodách likvidace invazních druhů rostlin.
4. Rozšíření křídlatek na našem území.

Praktická část byla zaměřena na:

1. Fytcenologické snímkování lokalit v povodí řeky Morávky (Moravskoslezský kraj).
2. Zhodnocení změn vegetace z hlediska počtu druhů.
3. Zhodnocení kvality habitatů a rizika poškození při velkoplošném odstraňování.

1. ÚVOD

Otázky řešené oborem invazní ekologie lze rozdělit do čtyř základních okruhů: (1) identifikace druhů, které mají předpoklady stát se invazními, a biologických vlastností, které zvyšují pravděpodobnost invazního chování druhů (tzv. invazivnost druhů); (2) studium náchylnosti různých společenstev, které podporují pronikání nepůvodních druhů (tzv. invazibilita společenstev); (3) stanovení důsledků invazí pro druhovou rozmanitost, ekonomiku a lidské zdraví; (4) vypracování metodik likvidace nepůvodních druhů, jejichž invaze mají negativní dopady (Mack, 2000; Rejmánek, 1996).

Invazní ekology vždy zajímala a dosud zajímá otázka, kolik je na světě potenciálně invazních druhů. V 90. letech minulého století formuloval Mark Williamson pravidlo, které odhaduje s jakou pravděpodobností druh přejde z jednoho stadia invazního procesu do dalšího. Podle něj v průměru 10 % importovaných druhů dosáhne stadia přechodného zavlečení, 10 % z přechodně zavlečených naturalizuje a 10 % z celkového počtu naturalizovaných druhů působí ekonomické škody v místě invaze. Ve skutečnosti se jedná v každém přechodu o statisticky odvozené rozmezí 5 – 20 % (Williamson, 1996). Důležité je si uvědomit, že úspěšné invazní druhy jsou jen zlomkem celkového počtu zavlečených druhů. Jde tedy o užitečné sjednocení, ke kterému je možno vztahovat reálná data. Je však třeba mít na paměti, že pravidlo desetiny je do značné míry artefaktem času od zavlečení, tedy jak dlouho jsou nepůvodní druhy v dotyčném území a kolik měli času na naturalizaci (Pyšek, 2008b).

Výše zmíněné hodnoty jsou do určité míry důsledkem toho, že v různých částech světa docházelo k hromadnému zavlékání rostlinných druhů přibližně ve stejnou dobu, rozvojem techniky. Doba zavlečení je koncept, který zavedl Rejmánek a kol. (Rejmánek, 1996). Mezi rozsahem rozšíření a hojností zavlečených druhů v určitém území a dobou, po kterou jsou tyto druhy v území přítomné, existuje průkazný vztah, který je patrný i u takové skupiny, jako jsou archeofyty. Tato skutečnost má závažné důsledky např. pro analýzy invazibility společenstev či vlastností invazních druhů – pokud je chceme srovnávat, musíme vzít v úvahu, že různé druhy měly různě dlouhou dobu na to, aby uspěly. Praktickým důsledkem rozdílného času od zavlečení jednotlivých druhů je, že počet naturalizovaných (a potažmo invazních) druhů bude v budoucnosti vzrůstat, i kdyby zavlékání najednou ustalo (Pyšek, 2008b).

Problematika zavlečených invazních druhů v naší přírodě, zejména pak křídlatek, je velmi diskutovanou záležitostí. Mechanizmy šíření a celá ekologie rodu *Reynoutria* je velmi dobře popsána a jejím negativním působením na své okolí se zabývá mnoho publikací, jednak na vědecké úrovni, ale tento problém je řešen i na méně erudované úrovni, s ohledem na zemědělce, pěstitele, včelaře a vůbec na veřejnost, která si všímá degradace přírodních stanovišť v naší přírodě.

V této práci bylo úkolem zaměřit se na problematiku průběhu velkoplošné likvidace porostů křídlatek a vysledovat, co se v průběhu intenzivního boje s těmito invazními rostlinami děje v jejich bezprostředním okolí, respektive zda dochází při tak velkém množství, ač cílené, distribuce herbicidu do přírody k úbytku druhů rostlin na jednotlivých sledovaných plochách.

Invazní druhy, nejen rostlin, ale také živočichů jsou velkým problémem současného světa. Příkladem neblahého působení zavlečených organismů ve světě je nespočet a následky jsou mnohdy fatální. Následné ekonomické náklady na nápravu takto vzniklých škod obrovské. Návrat poškozených prostředí alespoň do blízkosti přírodně blízkého stavu je velmi namáhavou, zdlouhavou a nákladnou činností, často s nejasným výsledkem.

2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

2.1 INVAZNÍ ROSTLINY

Introdukce nepůvodních druhů jsou spolu se změnami kvality stanovišť, změnou klimatu, vzrůstajícím využíváním přírodních zdrojů, nevhodným využíváním krajiny a znečištěním životního prostředí považovány za hlavní procesy, které výrazně negativně ovlivňují světovou biologickou rozmanitost. Důvodem stoupajícího zájmu o invazní druhy je jejich rychlé šíření a pronikání nejen do člověkem narušených stanovišť, ale i do přirozených biotopů. Od 60. let dvacátého století se jimi zabývá věda známá jako invazní ekologie (Rejmánek, 1996). Vedle začleňování druhů do porostů, dochází také v důsledku jejich šíření k narušení přirozené dynamiky systému, které často vede k vymizení řady původních druhů a na ně vázaných organismů. Příčinu expanzivního chování řady druhů je potřeba hledat v celkových změnách prostředí, především v eutrofizaci a acidifikaci krajiny, nevhodném obhospodařování, fragmentaci a narušování přirozené dynamiky přírodních ekosystémů.

2.1.1 Vliv invaze křídlatek na původní společenstva

Náchylnost společenstev k invazi křídlatek a vliv invaze na původní společenstva je jednou z hlavních otázek ochrany přírody. Jedna ze studií zabývajících se tímto tématem byla omezena na údolí řeky Jizery mezi Rokycnicí nad Jizerou a městem Semily (Bímová, 2004). Byly sledovány tři aspekty invaze: invazní úspěšnost jednotlivých taxonů, struktura a druhové složení společenstev ve studované oblasti a vliv invaze na druhové složení jednotlivých invadovaných společenstev. Bylo zjištěno, že křídlatky invadují společenstva s pravidelným režimem disturbance zejména vrchní vrstvy půdy, vlhčí a s vyšším obsahem živin. Tato skutečnost se potvrdila obsazováním říčních břehů křídlatkami, kde jsou břehové partie řek narušovány pravidelnými povodněmi, což je příležitostí křídlatek pro obsazení stanovišť. Nejméně invadována byla sukcesně pokročilejší společenstva (lesy) a společenstva s určitým pravidelným managementem, který omezuje růst křídlatek (louky a pole), např. pravidelné kosení. Vliv invaze na jednotlivá společenstva je značný, dochází k téměř úplné eliminaci ostatních druhů díky vysoké konkurenceschopnosti křídlatek. Na invadovaných

plochách se vedle křídlatek vyskytovaly pouze jarní geofyty, které jsou adaptovány na růst ve specifických podmínkách opadavých lesů (např. *Ficaria bubifera*), nebo nitrofilní a sciofilní druhy jako *Urtica dioica*, *Geranium robertianum* či *Aegopodium podagraria* (Pyšek, 2008b).

Hypotéza úniku před nepřáteli (Enemy Release Hypothesis) předpokládá, že invazní druhy mají úspěch také proto, že v nepůvodním areálu nemají nepřátele, kteří by tyto populace regulovaly v původním areálu. Toto vše přispívá k rychlé expanzi zavlečených druhů. Hypotéza byla například prokázána u některých evropských druhů rostlin zavlečených do Severní Ameriky, které ztratily většinu houbových patogenů a virů z původního areálu. Přestože zavlečené rostliny některé nové škůdce v nepůvodním areálu naopak získají, celkově se jejich zatížení patogeny a viry zmenšuje (Mitchell, 2003).

Hypotéza úniku před nepřáteli byla také sledována z pohledu dostupnosti zdrojů (Blumenthal, 2005). Úvaha vychází z faktu, že druhy rostoucí v prostředí bohatém na zdroje investují méně do obrany proti herbivorům a jsou tudíž pro herbivory atraktivnější. Jde o to, že v prostředí s dostatkem zdrojů se rostlinnému druhu nevyplatí investovat energii do tvorby například trnů nebo alkaloidů, které by je ochránily před býložravci, ale raději výtěžek investuje do překotného růstu biomasy. Proto v původním areálu přednostně přitahují herbivory více než druhy pocházející z prostředí na zdroje chudého. U druhů z prostředí bohatého na zdroj se podle této teorie úniku před nepřáteli projeví mnohem výrazněji, což jim poskytuje výhodu v kompetici s domácími kolonizátory invadovaných stanovišť (Blumenthal, 2005).

V poslední době se často probírají důsledky globálního oteplování pro invaze. Obecně je potvrzeno šíření teplomilných druhů do severnějších oblastí. Protože probíhající klimatické změny ovlivňují fyziologické procesy a růst rostlin, lze předpokládat, že budou mít vliv i na to, jaké invazní druhy budou v budoucnosti úspěšné. Přesvědčivým důkazem postupující invaze vyvolané oteplováním je šíření a postupná naturalizace asijské palmy *Trichycarpus fortunei* v tvrdolistých lesích jižního Švýcarska (Walther, 2007).

2.1.2 Původní a nepůvodní druh

V souvislosti s biologickými invazemi a především s různorodostí definic termínu invazní druh je vhodné nejdříve objasnit chápání pojmů původní a nepůvodní

druh. Základní definice používané v současnosti v odborné literatuře se řídí pravidly, která navrhl Richardson a kol (Richardson, 2000).

Za původní druh (autochtonní) je považovaný druh, který se v dané geografické oblasti vyskytoval přirozeně v minulosti, nezávisle na činnosti člověka. Nepůvodní druh (allochtonní, introdukovaný) je takový, který se na území vyskytl v důsledku lidské činnosti nebo se do něj dostal přirozenou cestou z území, ve kterém je nepůvodní. Za minulost se v obou definicích považuje období od konce doby ledové do počátku neolitu, tedy v Evropě období před více než 4000 lety př. n. l. (Pyšek, 2004b; Richardson, 2000). Zda je či není daný druh původní nebo nepůvodní závisí na odhadu délky jeho usídlení (Manchester, 2000). V konečném důsledku jde tedy pouze o to, jaká se zvolí míra původnosti nebo nepůvodnosti. V publikační praxi se však ke kritériu výskytu před neolitem v podstatě nepřihlíží. Pokud jsou v dané geografické oblasti k dispozici data od počátku vědeckého výzkumu, pak je druh považován za původní (Lodge, 2003).

Podle srovnávací studie třech regionů Česká republika, Velká Británie, Katalánie byla nejvíce invadována (1) společenstva ovlivňovaná disturbancemi způsobenými člověkem nebo mechanickými vlivy vodního proudu a vlnobití, toto lze sledovat na narušovaných březích našich řek (2) společenstva s dobrou dostupností živin a (3) společenstva vyskytující se v oblastech s větším výskytem diaspor nepůvodních druhů. Neofyty byly nejvíce zastoupeny na orné půdě, v ruderalní vegetaci a také na písčitéch a jiných sedimentech mořského pobřeží (Chytrý, 2008).

2.1.3 Vymezení pojmu invazní rostliny

Pojem biologická invaze, jako soubor procesů, které souvisí s objevením se invazního organismu a jeho vlivy na původní ekosystém, se skloňuje stále častěji. Obecně se daří říct, že chápání tohoto pojmu je do velké míry také velmi subjektivní. Použití termínu invazivní druh přechází od synonyma k přívlastku nepůvodní přes rozšířený nepůvodní druh až po nepůvodní druh s negativním vlivem na invadovaný ekosystém (Goodwin, 1999; Mack, 2000). Poslední jmenovaný přístup je u dnešních autorů nejčastější.

I když invazní druhy existovaly nepochybně ještě před rokem 1500, pozornosti se jim dostává až v posledních přibližně padesáti letech. První odborná studie věnující

se tomuto tématu pochází až z roku 1958 (Pyšek, 2007), i když lze nalézt zmínky již v Darwinových studiích téměř o sto let starších (Pyšek, 2001a).

Jako invazní je označován druh v daném území nepůvodní, zavlečený lidskou činností, který se po zdomácnění šíří. Z celkového počtu zavlečených druhů asi 10 % zplaní, 2 % se naturalizují, vytvoří stabilní populace schopné se samostatně množit bez přísunu dalších diaspor, a 1 % úspěšně proniká do přirozené vegetace (Richardson, 2010).

Míra vlivu závisí na dynamice invaze a roste spolu s velikostí areálu a počtem invadovaných stanovišť (Pergl, 2008). To je příklad mnoha druhů introdukovaných pro okrasu. Zpočátku se vyskytují pouze v zahradách a problematickými se obvykle stávají v okamžiku, kdy jsou schopny přežívat mimo kulturu a šíří se do okolí. Čas je důležitý nejen z pohledu samotných změn v míře vlivu a průběhu invaze. Pokud nepůvodní druh ovlivňuje pouze určitá stádia dlouhověkých organismů, může rozpoznání účinku trvat velmi dlouhou dobu.

Invazní nepůvodní druhy jsou považovány za jednu z primárních příčin snižování druhové diverzity. Očekává se, že vliv zavlečených druhů na globální diverzitu překoná v krátkém čase vliv fragmentace a destrukce přirozených habitatů. Biologická invaze je pro původní druhovou pestrost větší hrozba než znečištění a intenzivní hospodaření (Levin, 2003). Fenomén biologických invazí kromě svých nesporných negativních aspektů, nabízí z vědeckého hlediska i určitá pozitiva. Postup invazního organismu umožňuje výzkum některých ekologických procesů v jejich zrychlené formě a představuje tak zajímavý objekt studia (Sakai, 2001). Studium biologických invazí se zaměřuje na biologii invazních druhů, jejich důležité znaky, na znaky ekosystémů, umožňující invazi a chránící před invazí, na zákonitosti invazního procesu, na dopady způsobené biologickými invazemi a jak tyto vědomosti extrapolovat do managementu životního prostředí (Pyšek, 2008c).

2.1.4 Znaky invazních rostlin

Všechny druhy nepůvodních rostlin, zavlečených do naší republiky činností člověka, se staly na mnohých stanovištích značně problémovým faktorem, neboť často ztěžují normální způsoby hospodaření, potlačují domácí rostlinné druhy a náklady využití na jejich likvidaci jsou značně vysoké (Černý, 1998).

Společné znaky invazních rostlin (Pyšek, 2001a):

- obrovská vitalita
- velmi dobře odolávají stresům
- vytvářejí velké množství semen, případně se mohou rychle množit vegetativním způsobem
- jsou vybaveny celkovou schopností přizpůsobit se změněným životním podmínkám
- mají schopnost růst i na odlišných typech stanovišť, než je tomu v místech jejich přirozeného výskytu
- některé z nich svou vysokou agresivitou dokážou změnit původní zastoupení druhů rostlin a tato společenstva nahradit zcela novým typem vegetace

Různé druhy jsou úspěšné díky určitým kombinacím výše uvedených vlastností. O konečném důsledku rozhodují také faktory jako například klimatická podobnost mezi oblastí původního výskytu a druhotným areálem, dále absence přirozených škůdců, a také to, že se druh vyváže z ekologických vazeb, jež v místě jeho původního rozšíření redukují velikost jeho populace (Pyšek, 2001a). Řada rostlin ve svém původním areálu nedosahuje tak statného vzrůstu jako ve zdomácněném areálu. Úspěšné invazní druhy, které jsou schopny se zapojit a postupně ovládnout rostlinná společenstva naší vegetace, jsou konkurenčně silné, dlouhověké rostliny, často se schopností účinného vegetativního rozmnožování. Invazní rostliny pronikající především na narušovaná stanoviště jsou naopak druhy krátkověké, méně náročné na půdní vlhkost a produkující velké množství semen (Pyšek, 2001b).

2.1.5 Strategie boje proti invazním rostlinám

Rostlinné invaze jsou aktuálním tématem v celosvětovém měřítku. Problematikou biologických invazí se zabývá mnoho projektů. Jeden z prvních vědců, kteří se zabývali touto problematikou, byl britský zoolog a ekolog Charles Elton (Richardson, 2008). Ten v roce 1958 položil základy oboru invazní ekologie knihou nesoucí název „Ekologie invazí živočichů a rostlin“ (v originále „The Ecology of Invasions by Animals and Plants“).

Od roku 1969 probíhá mezinárodní vědecký program Výboru SCOPE (*Scientific Committee On Problems of the Environment*). Výsledkem takto globálně pojaté

spolupráce bylo shromáždění velkého množství informací o invazních druzích, obor si vybudoval teoretickou základnu, na které dnes může stavět, a podařilo se problematiku zprostředkovat veřejnosti (Pyšek, 2004a). V roce 1982 na tento projekt navázal program Ekologie biologických invazí (*Ecology of Biological Invasions*) a od roku 1997 běží Světový program invazních druhů (*Global Invasive Species Programme - GISP*).

Mezinárodních dohod, jež se dají interpretovat ve smyslu omezování invazních druhů je celá řada – namátkou jmenujme např. Úmluvu o ochraně evropské flóry a fauny a přírodních stanovišť (Bern 1999), směrnici komise EU o ochraně přírodních stanovišť a divoké fauny a flóry z roku 1992, či Mezinárodní úmluvu o ochraně rostlin, přijatou roku 1951 v Římě a od té doby několikrát doplněno. A nové nástroje stále vznikají jako např. v říjnu 2000 zformulovaná Dohoda o evropské krajině.

Strategii „boje“ proti invazním rostlinám lze rozdělit do několika okruhů:

1. vytvoření povědomí veřejnosti o invazních druzích a možných důsledcích invaze,
2. legislativa,
3. zamezení introdukcím,
4. získání informací o invazním druhu,
5. získání informací o kontrole.

Jedním ze současných projektů, který probíhal v letech 2004 – 2008 byl tzv. ALARM (*Assessing Large scale environmental Risks for biodiversity with tested Methods*). ALARM je projekt 6. rámcového programu EU, jehož cílem bylo stanovit velkoplošná environmentální rizika, navrhnout a testovat metody, jejichž pomocí budou tato rizika hodnocena, a pomoci tak ke snížení negativního přímého a nepřímého vlivu lidské činnosti (ALARM, 2011).

Dalším výrazným projektem je program DAISIE (*Delivering Alien Species Inventories for Europe*), probíhající v letech 2005 – 2008, jehož cílem bylo vytvořit katalog všech evropských invazních suchozemských, sladkovodních a mořských druhů rostlin a živočichů a jejich první evropskou databázi (DAISIE, 2011; Pyšek, 2008a).

Neméně významným projektem je také současný PRATIQUE (*Enhancements of pest risk analysis techniques*), probíhající v letech 2009 až 2011. Jedná se vlastně o reakci na obrovský nárůst rozsahu výměny rostlinného materiálu mezi zeměmi. Cílem je zdokonalit hodnocení rizik introdukce karanténních škůdců, plevelů a patogenů a současně co nejméně komplikovat volný obchod (PRATIQUE, 2011).

Klíčovým předpokladem úspěchu je informovanost veřejnosti. Je třeba srozumitelně vysvětlit rozdíl mezi původními a introdukovanými rostlinami a zejména ekonomické důsledky invazí. Dobrá informovanost a pochopení u veřejnosti může přispět k omezení sortimentu introdukovaných rostlin, používaným např. v zahradní a parkové architektuře, při zalesňování a rekultivacích (Pyšek, 2001b).

Podpora veřejnosti může následně usnadnit zavádění vhodných legislativních opatření. Problém v řadě zemí je totiž v tom, že legislativní nástroje existují, ale příliš důsledně se nedodržují. Na seznamy nebezpečných druhů, jejichž introdukce do dotyčné země je nežádoucí, se totiž rostlina dostává zpravidla až po té, co už stačila nějaké škody napáchat. Mnohem účinnější strategie je zakázat dovoz všech nepůvodních rostlin a vytvořit seznam takových výjimek, které žádné nebezpečí nepředstavují. Velké potíže samozřejmě představuje distribuce semen, která se kontroluje jen velmi obtížně. Mnohé firmy čas od času přidávají semena v dárkovém balení ke svým produktům jakožto pozornost zákazníkům a šíří tak potenciálně nebezpečné invazní druhy po celém světě (Pyšek, 2001b).

Cílené zavádění nových druhů pro ekonomické účely (zemědělstvím, lesnictvím aj.), zejména do rozvojových zemí musí podléhat přesně určeným pravidlům. Takové druhy je nutné nejprve dlouhodobě testovat v nových podmínkách a získat jistotu, že se nevymknou z rukou. Po sérii vědecky řízených pokusů musí následovat nejprve pokusné zavádění do přírodovědecky méně hodnotných území a až po té je možné přistoupit ke komerčnímu pěstování.

2.1.6 Ekonomické důsledky

Náklady na pokrytí hospodářských škod, které způsobí invazními druhy rostlin a živočichů v zemích EU, a náklady na kontrolní opatření jsou podle odhadů Evropské komise minimálně 12,5 miliard eur ročně, toto uvádí Institut for european environmental policy ve své závěrečné zprávě ze září 2009 (Shine, 2009).

Zlínský a Moravskoslezský kraj má největší potíže s nekontrolovatelným šířením křídlatky japonské. Pozornost také věnuje slunečnici topinamburu nebo javoru jasanolistému. V Národním parku Podyjí jsou největší problémy s netýkavkou žláznatou, roční náklady se pohybují mezi 15 – 40 tisíci korunami. Z původně plošného výskytu podél celého toku Dyje v národním parku se podařilo netýkavku 'zahnat' do několika izolovaných ohnisek (Singr, 2011).

Naše země v celosvětovém kontextu sice zdaleka nepatří mezi neohroženější oblasti, ale i zde vliv invazních druhů na původní přírodu rychle roste. Fragmentovaná, hustě obydlená a trvale narušovaná mozaika polí, luk, lesů, komunikací a lidských sídel jim nabízí nepřehledné množství vhodných stanovišť. K jejich šíření přispívá také silná eutrofizace krajiny způsobená zejména intenzivním zemědělstvím a depozicemi dusíku z průmyslových exhalací a živočišné výroby.

Asi polovina v přírodě spontánně rostoucích invazních druhů pochází ze záměrných introdukcí. Pěstování a úmyslné zavádění druhů cizího původu do kultury má u nás dávnou tradici. Pěstují se ve velkém množství, jsou všudypřítomné a představují potenciální zdroje invazí do krajiny. Ušetřena před invazemi nejsou ani naše chráněná území. Díky své nepatrné rozloze sousedí většina z nich přímo s narušovanou krajinou, a je tudíž dobře dosažitelná diasporami nepůvodních druhů z blízkého okolí. Pro názornost: ve vybraném reprezentativním vzorku 300 rezervací tvořily zavlečené druhy přes 15 % zaznamenaných taxonů (Pyšek, 2001b).

Ve větších chráněných územích je pak vyvíjen velký tlak na jejich komerční využití, jež s sebou nese zvýšenou návštěvnost a dopravní ruch. Přitom bylo opakovaně prokázáno, že počtem návštěvníků a zasažením rezervace invazními druhy je velmi úzká souvislost.

Z mnoha set druhů zavlečených do naší flóry od počátku neolitu až po dnešek se jich jen několik projevuje způsobem urgentně vyžadujícím pozornost, zatímco ostatní představují potenciální nebezpečí. Problematické jsou zejména druhy, které buď již pronikají do polopřirozených společenstev, nebo charakter jejich výskytu napovídá, že k tomu může dříve či později dojít. Těch několik nebezpečných invazních druhů má však již dnes alarmující vliv na druhovou diverzitu a charakter vegetace.

Invaze se u nás neomezují zdaleka jen na ruderalní stanoviště či břehy vodotečí, ale zasahují různé typy ekosystémů, od lučních až po les, a v řadě případů udávají ráz celé krajiny. Bolševník velkolepý se v severozápadních Čechách zapojuje do pestré škály biotopů od lesních okrajů a vlhkých luk až po intravilány vesnic. Borovice vejmutovka mění charakter krajiny v oblasti Labských pískovců, a trnovník akát je dnes charakteristickou dřevinou rozšířenou ve všech teplejších územích. Křídlatky, zlatobýly, či netýkavka žláznatá působí problémy podél řek.

Zodpovědné orgány státní správy bohužel donedávna nevěnovaly této problematice žádoucí pozornost a ani dnes není v tomto ohledu důvod k přílišné spokojenosti. Popularizace některých „oblíbených“ invazních druhů (především

bolševníku) ekologickými iniciativami a v médiích sice přinesla poslední dobou určité zlepšení, ale hlubší povědomí o tom, jak závažný problém invaze představují, stále chybí. Znepokojující je však především to, že s výjimkou bolševníku, akátu a křídlatek nejsou přijímána potřebná, dostatečně účinná opatření, jež by zamezila šíření dalších cizích druhů v citlivých územích. Některé z nich jsou i v takových oblastech nadále šířeny (výsadby borovice vejmutovky, dubu červeného nebo douglasky tisolisté v pískovcových skalních městech. V Teplických stěnách například došlo ke kácení klimaxových dřevin a ponechání vejmutovky ve výstavních (Pyšek, 2001a).

Řadě nových druhů rostlin otevřelo cestu do alpského stupně Krkonošského národního parku sypání vápenců na přístupové cesty. Vlivem kyselých srážek a rozpuštěného vápence došlo k eutrofizaci v řadě přísně chráněných rezervací v první zóně národního parku. Nemálo oligotrofních ekosystémů se přeměnilo ve vysokostébelné nivy s vysokým zastoupením alpínských druhů náročných na živiny (např. kýchavice Lobelova) či druhů zavlečených z nížin, jako je kopřiva dvoudomá, pcháč oset či podběl lékařský. Dosud přijatá opatření se však týkají pouze kosení a nikoli odstranění příčin – k rozplavování vápence dochází i nadále.

Závažné a dosud nedoceněné riziko představuje genetické narušení původních populací rostlin. Mezidruhovou hybridizací jsou však silně narušeny i populace řady planých příbuzných ovocných dřevin. Nebezpečí invazí a expanzí je aktuální také na vnitrodruhové úrovni. Přísun geneticky cizorodého materiálu z jiných populací byť stejného druhu vede k narušení lokálních populací či ekotypů, k ochuzení genotypové variability a snížení ekologické plasticity druhu (Pyšek, 2001b).

2.2 KŘÍDLATKY

Na území České republiky se nejčastěji vyskytují křídlatka japonská, sachalinská a jejich kříženci. Oblastí původního rozšíření je Japonsko, Korea, Taiwan, Čína, Sachalin. Do Evropy a na naše území byly křídlatky rozšířeny v minulém století. Průběh invaze křídlatek je podobný jako u bolševníku velkolepého a netýkavky žláznaté. Poté, co byly v 19. století přivezeny do Evropy, se po nějaké době objevily první zplanělé rostliny. Dlouhá desetiletí se jednalo o velmi vzácné výskyty. Křídlatka japonská byla dovezena již v roce 1825 a křídlatka sachalinská v roce 1869. Původně byly pěstovány pouze v zahradách a parcích pro dekorativní vzhled listů a květů, jako medonosné a krmné rostliny (Gerža, 2005). Teprve až v druhé polovině 20. století se začaly velkou

rychlostí rozšiřovat. Postupně se rozšířily na břehy vodních toků, okraje komunikací, železniční násypy, skládky, rumiště a opuštěné plochy. Nový výskyt křídlatky je v poslední době často spojen s terénními pracemi a úpravami souvisejícími s navázkou půdy z místa předchozího výskytu křídlatky (Hrušková, 1997).

Porosty křídlatek zcela potlačují původní rostlinná společenstva zastíněním a prorůstáním půdy pomocí hustého oddenkového a kořenového systému. Domácí vegetaci nahrazují zejména podél vodních toků. Také porosty neudržovaných rudérálních stanovišť představují zdroj jejich dalšího šíření (Pyšek, 2001b). O počátku invaze můžeme u křídlatek mluvit od 30. až 50. let tohoto století, kdy byly zaznamenány na několika málo místech (Pyšek, 2001b). Dnes již křídlatky na mnoha místech vytvářejí rozsáhlé souvislé porosty a na podkladě zjištěné situace dochází k zahájení celostátně koordinované likvidace porostů křídlatky a k zařazení do kategorie karanténních plevelů (Gerža, 2005).

2.2.1 Fytotoxické vlastnosti křídlatek

Taxony rodu *Fallopia* jsou v současné době intenzivně studovány především z hlediska své invazivnosti. Studium obsahových látek je zaměřeno hlavně na podzemní části *F. japonica* (Inoue, 1992). Nadzemní části jsou zkoumány méně, pozornost je zaměřena na *F. sachalinensis*. Je známo, že vodné extrakty z listů tohoto druhu mají fungicidní vlastnosti (Daayf, 2000; Konstatinidou - Doltsins, 1998). Výsledky práce publikované Šerou a kol. ukázaly, že se extrakty z různých druhů křídlatek lišily svojí inhibiční účinností na klíčení semen a růst kořínků a hypokotylu hořčice bílé (Šerá, 2008). Semena na testované látky reagovala buďto nevyklíčením, nebo malými přírůstky. Nejtoxičtější byly vodné a methanolové extrakty a to především v kombinaci s *F. sachalinensis*. Extrakt voda × *F. sachalinensis* vysoce inhiboval nejen klíčení testovaných semen, ale také jejich časný růst. Extrakty vyrobené extrakcí v dichlormethanu se jeví jako neúčinné. Podle výsledků testů se zdá, že stresovaná klíčící semena spíše „obětují“ růst a vývoj hypokotylu než kořínku.

Toxicitu extraktů z listu křídlatek testovali Šerá a kol. již dříve na hmyzu, na relativní rychlosti růstu housenek *Spodaptera littoralis* (Pavela, 2006). V pokusu byly methanolové extrakty z křídlatek vysušeny a přidány do potravy housenek (1% podíl). Všechny tři taxony křídlatek měly negativní vliv na jejich růst, přičemž extrakt z *F. sachalinensis* vykazoval největší toxicitu. Na rostlinném i hmyzím materiálu bylo

tedy prokázáno, že listy *F. sachalinensis* jsou nejvíce toxické. Toxicita tohoto druhu je pravděpodobně způsobena vyšším množstvím biologicky aktivních látek v porovnání s listy *F. japonica* a *F. × bohemica*.

Inoue a kol. (Inoue, 1992) zjistili, že extrakty získané 80% acetonem z podzemních částí *F. sachalinensis* ovlivňují růst hypokotylů a kořínků u semen rostlin *Lactuca sp.*, *Amaranthus viridis*, *Phleum pratense*. Fytotoxickou aktivitu připisují antrachinonům, nacházejících se v podzemních částech křídlatek, které v testech inhibovaly růst. V pokusech Šerá a kol. (Šerá, 2008) byl velký inhibiční vliv prokázán nejen u vodních extraktů z listů, ale také u vodních extraktů z podzemních částí křídlatek, přičemž extrakty z listů vykazovaly větší toxicitu. Vzhledem k tomu, že ve vodních extraktech je antrachinonů minimálně, uvažuje se, že za alelopatické vlastnosti je odpovědná celá řada dalších látek. Dichlormethanové extrakty z listů klíčení a růst kořínku a hypokotylu hořčice bílé prakticky neovlivňovaly. Synergické působení faktorů čínidlo × druh mělo nezanedbatelný význam.

Z výše zmíněného vyplývá, že v testech toxicity záleží nejen na typu a na způsobu extrakce, ale také na výběru testovaných semen. Toxicita extraktů z listu křídlatek byla prokázána laboratorním pokusem na standardním druhu semen, ale v přírodě jsou podmínky působení rostlin složitější. Především je nutné zohlednit vliv půdy a procesů probíhajících v půdě. Některé inhibitory růstu mohou být v půdě inaktivovány adsorpcí na půdní koloidy (Mácholová, 2003).

2.2.2 Druhy křídlatek na našem území

V České republice se vyskytují tři druhy křídlatek. Patří mezi ně křídlatka japonská (*Reynoutria japonica* Houtt. var. *Japonica*), sachalinská (*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai) a jejich kříženec popsáný v ČR jako křídlatka česká (*Reynoutria × bohemica* Chrtek et Chrtková). V zahradnictví lze také koupit i křídlatku Aubertovu – *Fallopia aubertii*.

Třída: dvouděložné (*Magnoliopsida*)

Řád: rdesnotvaré (*Polygonales*)

Čeleď: rdesnovité (*Polygonaceae*)

2.2.2.1 Základní charakteristika

Křídlatky patří mezi vytrvalé dvoudomé rostliny s bohatě rozvětvenými, silnými a dlouhými oddenky, často dřevnatějícími. Jejich vzrůst je tak řadí k jedněm z nejvyšších vytrvalých bylin v Evropě (Hrondová, 1997).

Oddenky **křídlatky japonské** mají průměr 5 – 80 mm a dosahují do vzdálenosti 15 až 20 metrů od mateřské rostliny. Lodyhy jsou přímé, křehké a duté, červeně skvrnitě, v horní části větvené. Výška lodyhy činí v průměru 1,0 – 2,5 m, někdy i více. Listy jsou řapíkaté, celokrajné a dvouřadě rozložené. Tvar listu čepele je vejčitý, 50 až 150 mm dlouhý, 40 až 100 mm široký, na vrcholu je zúžen v úzkou dlouhou špičku, na bázi je čepel kolmo uťatá až zaokrouhlená, barvi je zelené až světle zelené. Květenství je tvořeno latou mnohokvětých lichoklasů, 30 – 120 mm dlouhou (Pyšek, 2001b). Jednotlivé květy jsou bílé a malé. Květy jsou funkčně jednopohlavné, v samčích květech se nacházejí dlouhé tyčinky a krátké pestíky, v samičích květech jsou krátké tyčinky a dlouhé pestíky. Plod tvoří trojhranná nažka, dlouhá 2,5 – 4,0 mm, barvy černé až černohnědé. Lodyhy vyrůstají ze silných a pevných oddenků, které se shlukují. U starších rostlin, dobře vyvinutých, se vytvářejí dřevnaté báze, které mohou vyčnívat nad povrch půdy; ty přecházejí ve střední válcovité kořeny. Vytrvalé pupeny se tvoří na dřevnatých bázích a dřevnatých oddencích v období mezi podzimem a zimou, na jaře vyrážejí v nové výhony. Prodlužování výhonů, které je rychlé, probíhá až na jaře a je odvislé od počasí. Nejčastěji se uskutečňuje v našich podmínkách od druhé poloviny dubna do poloviny června, kdy také výhony dosahují maximální výšky. Na zastíněných místech je však prodlužování výhonů omezeno do poloviny května, což ovlivňuje výšku rostlin. Rostlina vytváří květy koncem srpna a během září, v letech s příznivým počasím i v říjnu. Během zimního období se výhony a listy na stanovištích pomalu rozkládají, některé z nich zůstávají vzpřímené až do příští vegetační periody a vytvářejí ochranné krycí prostředí pro nové výhony na jaře. Podobně jako u bolševníku je velikost rostliny včetně jejích částí určována charakterem stanoviště (Černý, 1998).

Křídlatka sachalinská má mnoho společných znaků s předcházejícím druhem. Má však vyšší lodyhu, průměrná výška činí 1,5 – 4,0 m. Lodyhy jsou přímé, v horní části větvené. Jsou oblé poměrně křehké a duté. Listová čepel má podlouhlá vejčitý tvar, její délka je 100 – 350 mm, šířka 100 – 200 mm, v horní části je čepel zašpičatělá, v dolní části srdčitá. Nemá výraznou žilnatinu, je lysá. Květenství je tvořeno hustými

lichoklasy 20 – 40 mm dlouhými, květy jsou malé, zelenobílé barvy. Plod je tvořen trojhrannou nažkou, lesklou, tmavohnědé barvy (Mandák, 1997).

Křídlatka česká, kříženec křídlatky japonské a křídlatky sachalinské, se podobně jako předchozí druhy vyskytuje podél vodních toků, komunikací a v blízkosti lidských sídel (Mandák, 1997). Tvar i velikost listů se pohybuje mezi parametry rodičů. Pro určení druhu jsou tak rozhodující chlupy na rubu listu, které jsou roztroušeně chlupaté, kratší a se ztloustlou bází (Pyšek, 2001b). Květy převažují jednopohlavní, pětičetné a uspořádané v latách, složených z lichoklasů, které jsou bělavé až narůžovělé. Kvetou od začátku července do října. Opálení je zajištěno větrem a hmyzem, ten je vábený na velké množství produkovaného nektaru. Plodem je lesklá, černá, trojhranná nažka (Pyšek, 2001b). V České republice však dochází k šíření převážně vegetativní cestou a to regenerací z úlomků oddenků i lodyh (Mandák, 2004).

2.2.3 Způsoby rozmnožování a rozšiřování

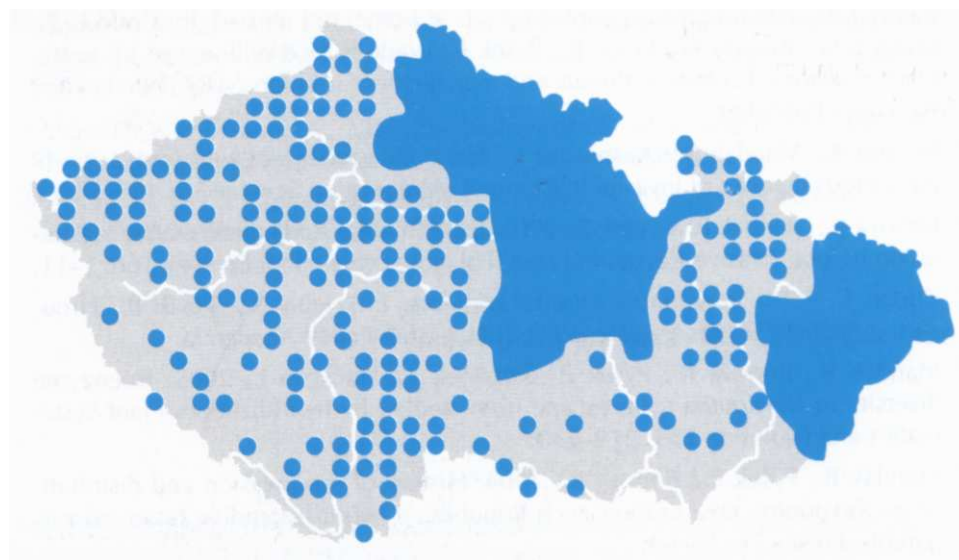
Křídlatky jsou svým výskytem vázané na ruderalní stanoviště, často se nachází na skládkách, rumištích, opuštěných plochách a lidských sídlištích. Nejčastěji však rostou podél vodních toků, silnic a cest (Mandák, 2004). Vyskytují se jak na živinami chudých, vysychavých substrátech, tak i na úrodných půdách aluvií řek a potoků. Nalézt je můžeme také na značně znečištěných synantropních substrátech (Pyšek, 2001b). Také na území CHKO Orlické hory se křídlatky vyskytují při okrajích silnic (Vaníčková, 2006), ale mohou být také v lesním porostu v povodí Divoké Orlice (Janžová, 2008).

2.2.3.1 Křídlatka japonská

Křídlatka japonská vytváří oddenkový systém a přezimuje pupeny pod povrchem půdy. V našich podmínkách se rozšiřuje hlavně vegetativně především transportem odlomených oddenků. Bezvýznamné není šíření oddenků vodou. V příznivých podmínkách jsou oddělené stonky schopny během několika dnů vytvářet adventivní kořeny a nové výhonky. V České republice vytváří křídlatka japonská málo plodů. Nažky se šíří buď vodou, nebo větrem.

Křídlatka japonská je původní v Japonsku, na Tchaj-wanu, v Severní Číně a Koreji. V současnosti se vyskytuje ve většině evropských zemí. Dále se rozšířila do Severní Ameriky a na Nový Zéland (Mandák, 1997).

V ČR se tato zavlečená rostlina vyskytuje od nížin až do výšky cca 600 – 700 m nad mořem (obr. 1, cit.(Mlíkovský, 2006)). Dobře roste na rekultivovaných plochách, dále na půdách písčitohlinitých až po oblázkový štěrk, vyplavené minerální půdy a rašeliny. Značná výhoda pro křídlatku japonskou je, že je schopna růst na půdách kontaminovaných těžkými kovy, případně i na lokalitách vystavených působení vysoké koncentrace SO₂ (Mandák, 2006).



Obr. 1. Výskyt křídlatky japonské na území ČR (Mlíkovský, 2006)

Rostliny jsou v průběhu vegetace citlivé na jarní nebo časně podzimní mrazy a na letní sucho. Na některých lokalitách mohou být poškozovány i větrem. Jednotlivé typy lokalit rozšíření křídlatky japonské v ČR (Mandák, 2004):

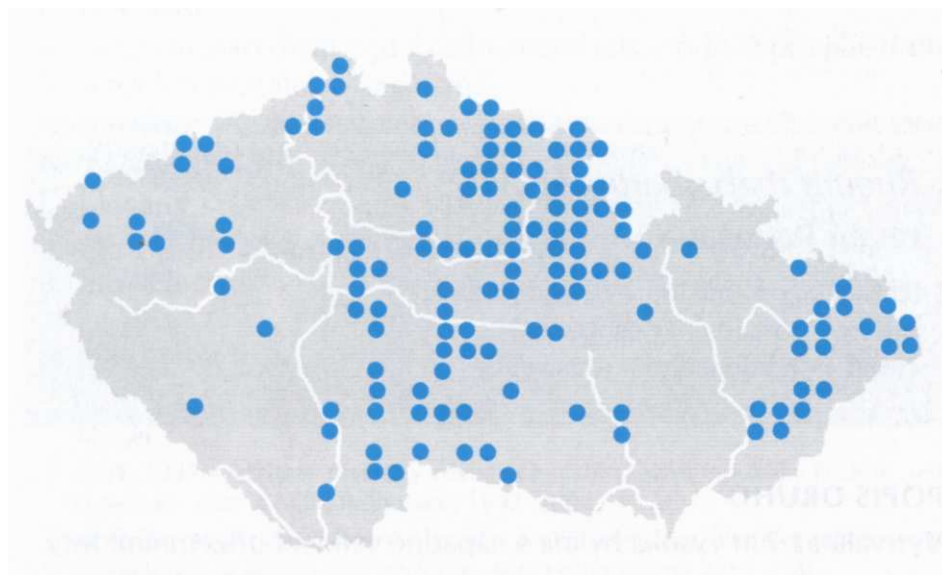
- v místech osídlení 40,8 %
- v blízkosti řek 27,2 %
- podél silnic a železnic 16,9 %
- v parcích 5,9 %
- na březích rybníků 3,2 %

2.2.3.2 Křídlatka sachalinská

Způsoby rozmnožování a rozšiřování křídlatky sachalinské jsou velmi podobné jako u druhu křídlatka japonská. Většinou převládá způsob rozšiřování pomocí oddenkových výhonů, a to na svěžích až vlhkých půdách. V našich podmínkách nasazuje málo plodů, které se rozšiřují větrem nebo vodou.

Její původní vlastí je Jižní Sachalin a Severní Japonsko. V těchto oblastech osidluje kraje lesů, lavinových drah a pobřežních útesů, kde vytváří mohutné porost (Černý, 1998). Do Evropy byla rostlina introdukována v druhé polovině 19. století (Bailey, 2000). V některých zemích byla používána jako krmivo pro dobytek a lesní zvěř. V České republice se uvádí první výskyt z roku 1869 (Pyšek, 1994). V současné době jde o druh roztroušeně zplaněný od nížin do podhorského stupně, který však proniká i do vyšších poloh daleko více než předchozí druh (Mandák, 1997). Vyskytuje se roztroušeně na celém území ČR (obr. 2) vyjma příhraničních hor (Mlíkovský, 2006).

Vyskytuje se v Poohří, východních Čechách, Hrubém Jeseníku, Mladé Boleslavi, v okolí Děčína, Jizerských horách, Broumovsku a v podhůří Beskyd (Višňák, 1997).



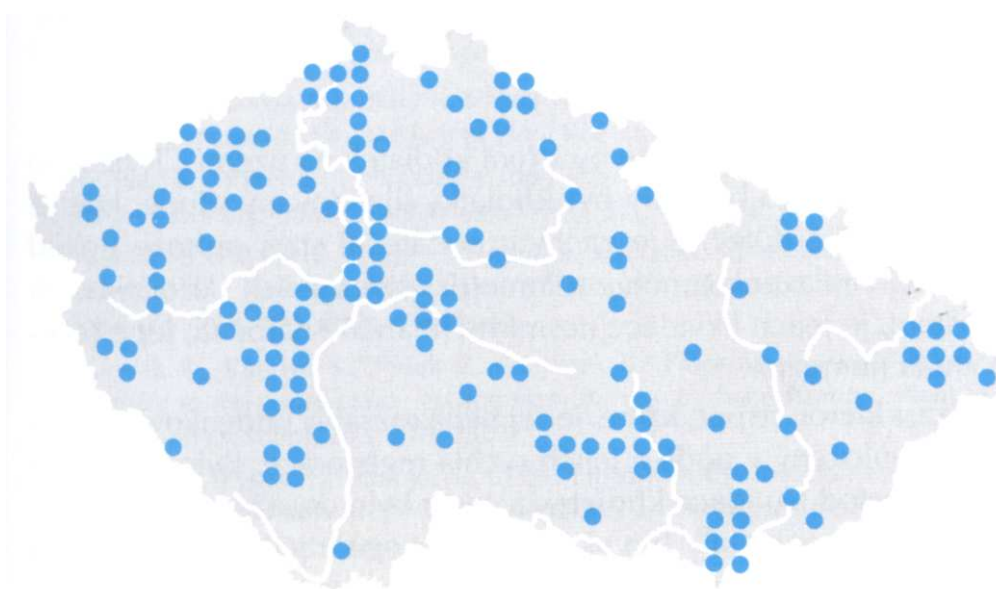
Obr. 2. Výskyt křídlatky sachalinské na území ČR (Mlíkovský, 2006)

2.2.3.3 Křídlatka česká

Způsoby rozmnožování a rozšiřování křídlatky české jsou velmi podobné jako u předchozích druhů křídlatek. Většinou převládá způsob rozšiřování pomocí oddenkových výhonů, a to na svěžích až vlhkých půdách. V našich podmínkách nasazuje málo plodů, které se rozšiřují větrem nebo vodou.

Křídlatka česká byla popsána poměrně nedávno a dříve byla často mylně určována jako sachalinská. Přítomnost křídlatky české byla popsána v České republice v roce 1983, kdy byla objevena nedaleko Náchoda. Areál jejího rozšíření je však daleko větší než jen naše území – nalezneme ji např. v Evropě, v Severní Americe a Asii. Její

výskyt je pravděpodobnější tam, kde se vyskytují oba rodiče (Mandák, 2004), avšak poslední zjištění ukazují, že se může nacházet i na jiných místech, kde byla zavlečena jako okrasná rostlina (obr. 3, cit. (Mlíkovský, 2006)).



Obr. 3. Výskyt křídlatky české na území ČR (Mlíkovský, 2006)

2.2.4 Význam křídlatek

V minulém století byla tato rostlina často rozšiřována a zaváděna s dekorativních důvodů do zahrad a parků. Dříve byla také vysazována na okrajích lesů jako krmná plodina pro vysokou zvěř. V současnosti se konají s touto rostlinou pokusy produkce biomasy pro energetické účely. V některých státech se uplatňuje při zpevňování písku. V zemích původního rozšíření se úspěšně využívají oddenky pro léčebné účely. Pro vysokou výnosnost se dělají pokusy s jejím využitím pro krmné účely pro hospodářská zvířata. Další možností je její využití jako prostředku k prevenci houbových chorob (Huleš, 2011).

2.2.5 Škodlivost křídlatek

Problém křídlatky se skrývá v tom, že mění složení rostlinných druhů v oblastech svého výskytu, vytlačuje původní druhy a to především díky své značné

konkurenční zdatnosti. Dochází postupně k přeměně původních rostlinných společenstev v druhově chudá společenstva s převahou křídlatky.

Křídlatka česká je nejagresivnější ze všech křídlatek. Zdědila po svých rodičích ty nejhorší, resp. pro křídlatku nejlepší vlastnosti. Dokonce na stanovištích, kde se vyskytují i rodiče, je pomalu vytlačuje. Kumulativní počet lokalit křížence narůstá ve srovnání s rodičovskými druhy dvojnásobnou rychlostí (Mandák, 2004). Škodlivost křídlatek tedy spočívá v těchto skutečnostech (Černý, 1998):

- křídlatka vytváří rozsáhlé porosty a je obtížným plevelem,
- narušuje vyvážené vztahy mezi původní vegetací a vytlačuje ji,
- na březích vodních toků představují husté porosty zvýšené nebezpečí povodní, neboť rozsáhlé porosty křídlatky japonské mohou při odumření stonků zneprůchodňovat koryta toků a blokovat volný pohyb unášeného materiálu,
- snadno se rozšiřuje především kolem komunikací a na lokalitách se stavebními aktivitami,
- prorůstáním způsobuje poškozování dlažby, obrubníků i dalších staveb,
- snižuje bezpečnost provozu na silnicích a železnicích zarůstáním zorného pole,
- poškozují stavby při hrazení toků a bystřin.

V posledních letech se objevují myšlenky jak tuto rostlinu se vzletným jménem zkrotit, respektive jak ji ekonomicky využít. S ohledem na vysokou tvorbu biomasy a vysoký energetický obsah vyjádřený spalitelným teplem (které u křídlatky činí 19,4 MJ·kg⁻¹), se z křídlatky stává perspektivní energetická plodina, která by mohla být pěstována na plantážích a spalována (Gerža, 2005). Do jaké míry se však takovéto plantáže mohou stát novým zdrojem šíření pracně potlačované křídlatky je otázkou.

2.3 LIKVIDACE KŘÍDLATEK

Masivní šíření taxonů rodu *Fallopia* v Evropě a Severní Americe s sebou přináší řadu nepříjemností. Vedle zcela evidentního negativního vlivu na přirozená společenstva, dochází zejména k poškozování protipovodňových zařízení (Edwards, 1989), narušování chodníků a silnic v důsledku prorůstání oddenkového systému a zejména k naprostému zneprůstřednění invadovaných ploch. Škodami způsobenými

křídlatkou na lokální úrovni se zabýval Třešňák (Třešňák, 2004). Likvidací porostů *F. japonica* var. *Japonica* se zabývali de Waal (de Waal, 1995) a Child a kol. (Child, 1998) Jako účinné se ukázaly opakované postřiky systematickým herbicidem (glyfosát, např. Roundup), nebo v kombinaci s dejuvenantem, které vedly ve dvou letech k téměř úplné likvidaci křídlatek (de Waal, 1995). Oba herbicidy byly aplikovány dle návodu k použití ve vysokých doporučených koncentracích. Jako nejvhodnější doba postřiku je tradičně uváděn květen až červen, kdy rostliny dosahují výšky okolo 1 m a aplikace je bez nesnází možná pomocí ručních postřikovačů. Druhá aplikace herbicidu se doporučuje v závěru sezony, kdy dochází ke kumulaci zásobních látek v kořenech a herbicid má tudíž dlouhodobější účinek. Podle zkušeností z aplikace herbicidů na mnoha lokalitách v České republice je účinek herbicidu pouze krátkodobý a k úplné likvidaci porostů je třeba ho opakovat několik let za sebou (3-5 podle velikosti porostu).

Vedle pouze chemické likvidace je jako nejúčinnější metoda likvidace uváděna kombinace mechanického narušování podzemní i nadzemní biomasy v kombinaci s následným postřikem systematickým herbicidem (Child, 1998). Mechanickým narušením biomasy v jarních měsících bylo dosaženo narušení oddenků a lodyh, které byly na lokalitě ponechány přirozené regeneraci. Ke konci vegetační sezony (srpen) byl na zregenerované výhonky aplikován postřik herbicidem. Touto metodou se snížil regenerační potenciál zejména oddenkového systému a bylo dosaženo úplné likvidace po dvou letech zásahů

Ze srovnání reakce tří invazních taxonů na jednotlivé likvidační zásahy vyplývá, že nejodolnější je kříženec *F. x bohemica* (Bímová, 2001). Vzhledem k tomu, že pomocí ani jedné ze zkoušených metod nebylo dosaženo dostatečných výsledků, byla pozornost zaměřena na mechanismy působení chemických látek na rostliny. Nesnáz, se kterou se potýkáme, je zejména rozsáhlý oddenkový systém křídlatek uložených v půdě a jejich rychlá regenerace. V současné době se kolektivu ZO ČSOP pod vedením M. Šrubaře vyvinout účinný způsob likvidace křídlatek (Šrubař, 2008). Jejich metoda spočívá v postřikání listů na konci vegetační sezóny, tedy na přelomu srpna a září v době květu křídlatek. V té době se klonální rostliny připravují na překonání zimního období mimo jiné i zatažením asimilátů obsažených v nadzemních částech rostlin do oddenkového systému. Pokud v této době postřikáme listy herbicidem, pak je herbicid spolu s asimiláty distribuován do celého oddenkového systému a velká část klonu umírá. Ty části, které se nepodařilo zlikvidovat prvním rokem a regenerují na jaře roku následujícího, se dalším rokem na jaře musí zničit bodovou aplikací herbicidu. Jako

herbicid je používán Roundup Forte, a pokud je v dosahu vodní tok, pak Roundup Rapid.

Monitoring šíření křídlatek je v moderní ochranné praxi téměř nutností. Pomocí dlouhodobějších dat je možné mapovat šíření populací, ale zejména úspěšnost likvidačních zásahů a tudíž efektivnost vynaložených peněz. Využití GIS (Geografických informačních systémů) k mapování invazních druhů rostlin se zabývali Child a kol. (Child, 2001) GIS se ukázal jako velmi silný nástroj ke zmapování a zhodnocení reálné situace ve větších oblastech pod správou jedné instituce (Obecního úřadu, Krajského úřadu, lesních správ, správ CHKO a NP či správ povodí vodních toků). Přes poměrně vysoké vstupní náklady, tj. náklady na získání základních údajů, digitalizaci a následné zpracování datového souboru, jsou konečné výstupy velmi hodnotné. Vedle přesné lokalizace a odhadu velikosti invadovaných ploch byly ceněny zejména možnosti vytipování lokalit s nejvyšším rizikem pro danou oblast, zjištění vlivu faktorů prostředí na šíření invazního druhu, snadná archivace dat a zejména možnost srovnání vývoje situace v dané oblasti. Tento faktor se zdá být důležitý zejména tam, kde probíhají eliminační zásahy nebo jiná opatření vedoucí ke snížení negativních vlivů invaze (např. výsadba břehových porostů). Srovnáním lokalit s různým managementem je možné zvolit optimální přístup za různých v stupních podmínek a při různé míře negativního vlivu invaze.

Při výběru vhodných likvidačních metod je třeba mít na paměti několik zásad, přičemž záleží také na prostředí, ve kterém pracujeme (zejména v přírodních rezervacích a ochranných pásmech vodních toků je zpravidla nutno dodržovat zvláštní režim). Možnosti jsou tři: kontrola mechanická, chemická a biologická.

Nejlevnější metody z hlediska jednorázově vynaložených nákladů nemusejí být finančně nejvýhodnější v dlouhodobém časovém horizontu. Na počáteční investice je v tomto ohledu nejnáročnější zejména biologická kontrola, přičemž výsledek je předem vždy nejistý a vyžaduje podporu oficiálních míst. Případný úspěch mnohonásobně vrátí vložené prostředky. Chemické metody mají naproti tomu menší zaváděcí náklady (ty nese výrobce prostředku), ale často je třeba je používat dlouhodobě, takže se mohou v konečném součtu prodražit (Pyšek, 2001b).

Protože křídlatky se v našich podmínkách rozmnožují především vegetativně, je jejich hubení značně obtížné a náročné. Obdobně jako u bolševníku se tato rostlina v posledních letech u nás zařadila mezi intenzivně se šířící druhy, velmi narušující životní prostředí a poškozující i různé stavby²⁶.

2.3.1 Biologické metody

Pastva zvířat – ovcí nebo skotu podstatně snižuje hustotu výskytu těchto druhů rostlin. Pastva se na dané ploše musí zahájit včas, aby rostliny nebyly přerostlé a aby je zvířata přijímala. Pro některé druhy zvířat jsou odznaky křídlatek toxické. Biologické potlačování vlivem ostatních živočichů – nemá příliš zásadní význam, neboť takových škůdců křídlatek není mnoho.

Biologický způsob využívá přirozených nepřátel jednotlivých druhů (živočichů, plísní, hub). Vzhledem k tomu, že křídlatka je u nás nepůvodním druhem, není zde ani limitována přirozenými nepřáteli (listožravým hmyzem, houbovými patogeny), jako v místě svého původu. Hledání možností biologického způsobu potlačování křídlatek je zatím ve fázi výzkumu. Příkladem by mohl být lalokonosec rýhovaný (*Otiorrhynchus sulcatus*), jeho larvy se živí kořeny a odznaky, dospělci se živí listy křídlatek, dle literatury bylo tímto škůdcem zničeno mnoho rostlin křídlatek (Beerling, 1994; Černý, 1998). V Japonsku jsou populace křídlatky japonské regulované listožravým druhem hmyzu *Gallerucida nigromaculata*. Uvažuje se o využití tohoto druhu při biologické kontrole křídlatek ve Velké Británii a USA (Anonymous, 2010). Ve Velké Británii probíhá v současnosti výzkum biologické kontroly křídlatek za pomoci *Aphalara itadori*, selektivního savého hmyzu z čeledi merovitých (*Psyllidae*). Druh se velmi rychle množí a sáním (podobně jako mšice) oslabuje napadeného jedince, přitom však nenapadá jiné rostliny než rod *Reynoutria spp.* Dalším potenciálním biologickým nepřítelem křídlatek je vřeckovýtrusná houba *Mycosphaerella polygani-cuspidati*. Výhody jsou ty, že metoda je šetrná k životnímu prostředí, nedochází k akumulaci toxických látek v prostředí, nebývají postiženy okolní organismy. Nevýhody metody je, že je nutno předem dlouhodobě testovat, což je nákladné, a zvážit všechna rizika (přemnožení biologického činitele, napadení ostatních rostlin). Samotný proces biologické kontroly může trvat rovněž dlouho (činitel se musí uchytit a rozmnožit). Dále je nutno respektovat omezení z hlediska národních legislativ. V současné době biologická kontrola rodu *Reynoutria spp.* v praxi neprobíhá, je ve stádiu výzkumu.

2.3.1.1 Spásání

Pastva domácích zvířat není při likvidaci křídlatek příliš rozšířená, několik pokusů probíhalo například v Německu. Za dodržení určitých podmínek vede

k potlačení výskytu křídlatek. Optimálním zvířetem pro spásání jsou ovce, které preferují vyzrálé listy křídlatek. Je však nutno pást dlouhodobě nebo opakovaně 3 – 4krát za rok. V Německu probíhaly úspěšné pokusy se spásáním křídlatek u plemene ovcí Heidschnucke a u vysokohorského nenáročného plemene skotu Galloway, pozorováno bylo spásání i jinými druhy skotu, ovce a koňmi. Porost křídlatky nesmí přerůst výšku 150 cm, pokud k tomu dojde, je nutno jej posekat. Při celoroční pastvě je potřeba 10 – 20 zvířat/ha, při intenzivní pastvě více, ale tehdy je zvířata nutno přikrmovat (Kretz, 1994). Zkušenosti se spásáním v projektovém území se liší. Zatímco 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. Výhody této metody lze bez problémů aplikovat u vody. Nejsou zanášeny cizorodé látky do životního prostředí. Některá plemena ovcí dokonce listy křídlatek preferují před trávou a jinými bylinami. Nevýhodami této metody jsou přesuny zvířat, může docházet k rozrušování břehů. K vymizení křídlatek dochází po 4 – 7 letech. Místa je třeba oplotit, zvířatům je třeba zajistit přístřešek a přístup k pitné vodě (což nemusí být vždy možné).

2.3.1.2 Biotechnická opatření

Biotechnická opatření jsou vhodná jako doplňková metoda pro zajištění svahů a zpevnění břehů podél toků obsazených křídlatkami. Tato opatření rovněž napomáhají k odstranění povodňových škod. Samotné biotechnické prvky mají funkci protierozní, estetickou a ekologickou, jedná se o doplněk k ostatním metodám likvidace. Založení vrbových rohoží se provádí z mladých cca 1,5 m vysokých prutů úzkolistých vrb, krytina se přikryje zeminou (Kretz, 1994). Dodatečně je účinná výsadba olší a jasanů. V rámci projektu „Likvidace invazních druhů rostlin v okrese Löbau – Zittau“ proběhlo testování potlačení rodu *Reynoutria* spp. pomocí položení vrbových rohoží. Celý ostrov s výskytem *Reynoutria* spp. byl pokryt vrbovými pruty vrby košíkářské (*Salix viminalis*), rohož byla překryta slabou vrstvou půdy. Vrby se uchytily úspěšně, rostoucí výhony *Reynoutria* spp. byly koseny, dokud je porost vrb nepotlačil, po 4 letech se však jedinci *Reynoutria* spp. stále vyskytovali (Modrý, 2008). Biotechnická opatření zpevňují břehy a napomáhají odstranit erozi způsobenou rhizomy křídlatek. Jsou šetrná vůči životnímu prostředí. Jedná se o dlouhodobé opatření vyžadující čas a značné

finanční náklady. Díky nízké účinnosti jej nelze použít samostatně, ale pouze jako doplněk k ostatním metodám.

2.3.2 Mechanické metody

Ruční trhání oddenků, řezání nebo sekání stonků, vykopávání a vypalování rostlin jsou způsoby vesměs málo účinné a některé z nich (sekání) vedou dokonce ke zvýšení počtu jedinců křídlatek na ploše. Rovněž vykopávání rostlin není úspěšný způsob. Podobná situace je v případě vypalování, které nesnižuje životaschopnost podzemních oddenků (Černý, 1998).

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. Vykopávají se celé rostliny včetně rhizomů, ty mohou být ovšem zakořeněny až do hloubky 2 m. Vykopávání se provádí několikrát za vegetační sezónu, vždy po obnově porostu po předchozím zásahu. Vhodným nástrojem k vykopávání jsou rycí vidle. Je nutné dbát zvýšené opatrnosti a zabránit přenosu vykopaných rhizomů, minimalizovat přesun (převoz). Vytrhaná a vykopaná biomasa se usuší a spálí na vhodných místech. Po podzimním (posledním v sezóně) ošetření lokalit zde vysejeme travní směs. Obecně není tato metoda považována za vhodnou, neboť hrozí reálné nebezpečí nařízkování a tím i namnožení rostlin. Výhody této metody jsou, že při použití nedochází ke vnášení cizorodých látek do prostředí. Lze ji použít na citlivých lokalitách malých rozměrů, kde je vyloučeno použití herbicidu. Nevýhody jsou, že metoda vyžaduje pečlivý a zodpovědný přístup. Hrozí nebezpečí šíření rostlin křídlatky odnesenými rhizomy, proto se musí minimalizovat převozy rostlinných zbytků a zabránit unášení oddenků vodou a větrem. Na lokalitách v bezprostřední blízkosti vodních toků hrozí zvýšená eroze půdy po narušení vykopáním.

Dalším způsobem mechanické likvidace křídlatek je kosení. Jedná se o mechanický způsob likvidace křídlatek. Není-li používán dlouhodobě a opakovaně, není účinný, díky rychlé regenerační schopnosti této rostliny a také díky značným zásobám živin v oddencích. Kosení lze provádět kosou, mačetou nebo křovinořezy, přičemž použití křovinořezů bývá nejčastější. První zásah je vhodné provést v první polovině května, předtím než rostlina ukončí růst a začne ukládat asimiláty do rhizomů, navíc výhony nejsou zcela vyvinuty a kosení je snazší. Frekvenci kosení je nutno přizpůsobit

růstu. Optimální výška pro kosení 40 cm by měla být vždy dodržena, kosit je vhodné co nejnižší u země. Počet sečí se v prvním roce může pohybovat kolem 8, v letech následujících kolem 6 sečí/rok. V období květen – červen provádíme 4 až 6 sečí v závislosti na rychlosti růstu, více sečí zvyšuje náklady a neodrazí se dostatečně v účinnosti (Soll, 2004). Po letní přestávce, která slouží ostatním bylinám k vykvetení a dozrání semen, provádíme od druhé poloviny srpna další seče (vždy po dosažení výšky 40 cm) do konce sezóny. Vhodné je podsetí křídlatek trávou, která snáší kosení a brání erozi. Pokosené rostliny sušíme na malých hromádkách a kontrolujeme, zda neobráží. Po uschnutí je spálíme. Výhodou metody je, že je velmi citlivá k okolnímu životnímu prostředí. Nejsou použity cizorodé látky. Nevýhody metody jsou, velká časová náročnost, náročná časová koordinace, ústup křídlatek až po 3 letech. Nikdy nevede k úplné eradikaci, vždy je potřeba následná péče alespoň 4 – 7 let.

2.3.3 Chemické metody

Zkoušely se různé druhy chemických látek. Velmi používané herbicidy jsou např. ROUNDUP a ROUNDUP Biaktiv. Vzhledem k častému výskytu křídlatek v bezprostřední blízkosti vodních toků je vhodná neškodnost přípravku ROUNDUP Biaktiv pro vodní faunu v případě jeho dopadu na vodní hladinu. Bylo zjištěno, že křídlatky jsou k tomuto přípravku nejcitlivější v měsíci červenci a srpnu, tedy po odkvětu rostliny. Spotřeba herbicidu činí přitom 6 – 10 l·ha⁻¹ v 100 až 300 litrech vody. Druhý postřik by pak měl následovat za 8 – 10 týdnů, tj. v červenci nebo srpnu.

Vhodná je rovněž kombinace mechanického způsobu, např. sekání křídlatek v druhé polovině měsíce května s následnou aplikací herbicidu ROUNDUP Biaktiv v množství 5 l·ha⁻¹ v 100 až 300 l vody v měsíci červenci nebo srpnu.

Na rostliny vzešlé z původních zásob semen a zejména z přetrvávajících oddenků je vhodná doba likvidace v květnu roku bezprostředně následujícího po předchozích aplikacích herbicidu na dospělé rostliny.

Podobnou účinnost při likvidaci křídlatek vykazují herbicidy Touchdown a Garlon. Další výhoda herbicidu Garlon spočívá v tom, že při aplikaci nepoškozuje travní porosty (Pyšek, 2008a).

3. MATERIÁL A METODIKA

První sběr fytoecnologických dat proběhl na sledovaných ploškách v sezoně 2007, v této době nebyly invazní druhy nijak kontrolovány. Následující data byla odečítána v sezoně 2008 již po prvním postřiku křídlatek herbicidem Roundup Biaktiv a odstraněním uschlé nadzemní biomasy. Fytoecnologická data byla po třetí sbírána v sezoně 2009, a to po druhém postřiku herbicidem a druhém odstranění uschlých nadzemních částí křídlatek. Data byla odečítána v biotopu lužního lesa vždy v dubnu každého roku, v ostatních sledovaných biotopech byla data sbírána v měsíci červenci.

Na počátku sběru fytoecnologických dat bylo zvoleno sledování čtyř různých přírodních stanovišť, stanoviště jsou popsána v kapitole 3.6, která byla nejvíce zastoupena v lokalitách, postižených křídlatkami a s tím spojenou její následnou likvidací.

V těchto přírodních stanovištích byly vybrány plochy, které byly označeny a zaměřeny jejich GPS souřadnice. Plochy byly vybírány vždy tak, aby se v nich vyskytovali v prvním roce pozorování jedinci křídlatek, ale aby zde byly zastoupeny i jiné rostlinné druhy. Na každém stanovišti byly určeny plochy pro jednotlivé fytoecnologické snímky. Během let 2007 až 2009 bylo vytvořeno 80 fytoecnologických snímků. Snímky pro následnou analýzu byly vybrány tak, aby pro každý rok a každé stanoviště byl použit stejný počet snímků a všechny s patřičným vlivem křídlatek a také následného procesu její likvidace. Při analýze nashromážděných výsledků byly použity jednoduché metody syntézy fytoecnologických dat, ze kterých bylo odečteno, kolik se v daném roce na určitém stanovišti nalézalo druhů. Tyto výsledky byly převedeny do procentní stupnice, přičemž počet druhů v roce 2007, tedy v roce před zahájením likvidace křídlatek, bylo považováno za 100 %. Z vytvořených grafů byly dále slovně popsány závěry celého tříletého pozorování. Po předběžné analýze byla data podrobena statistickému rozboru v programu CANOCO výsledky rozboru jsou předmětem kapitoly 4. této diplomové práce.

3.1 FYTOCENOLOGICKÁ METODA

3.1.1 Velikost a tvar studijní plochy

Analýza rostlinných společenstev byla provedena na vymezených studijních plochách. Výběr studijních ploch byl subjektivní, vycházel z předběžného rozlišení typů společenstev ve zkoumaném území (Moravec, 1994). Plochy fytoocenologických snímků byly vybírány tak, aby v každém snímku, pokud to bylo možné, se vyskytovala křídlatka, ale nejenom ona, také některé další druhy, pro viditelnější změny. V rámci experimentální části diplomové práce byly zkoumány čtyři typy společenstev. Společenstva jsou podrobněji popsána v kapitole 3.6. Pro jednotlivé typy společenstev byla použita velikost studijní plochy dle uváděných empirických hodnot (tab. 1, cit. (Mueller - Dombois, 1974). Ve všech případech jako tvar plochy byl u všech společenstev použit čtverec.

Tabulka I. Velikost studijních ploch

Lesy (včetně stromového patra)	200 – 500 m ²
Lesy (pouze nižší patra)	20 – 200 m ²
Xenomorfní travinná společenstva	50 – 100 m ²
Keříková společenstva (vřesoviště apod.)	10 – 25 m ²
Kosené louky	10 – 25 m ²
Hnojené pastviny	5 – 10 m ²
Plevelová společenstva	25 – 100 m ²
Mechová společenstva	1 – 4 m ²
Lišejníková společenstva	0,1 – 1 m ²

Pro odhad pokryvnosti byla použita Braun – Blanquetova stupnice.

Braun – Blanquetova stupnice

Kombinovaná stupnice abundance a dominance

- r (–) pouze jeden jedinec, pokryvnost zanedbatelná
- + více jedinců, pokryvnost malá
- 1 pokryvnost nižší než 5 %
- 2 pokryvnost 5 – 25 %

Braun – Blanquetova stupnice (pokračování)

- 3 pokryvnost 25 – 50 %
- 4 pokryvnost 50 – 75 %
- 5 pokryvnost 75 – 100 %

3.2 SYNTÉZY FYTOCENOLIGICKÝCH DAT

Jednotlivé fytoocenologické snímky vytvořené v terénu byly sjednoceny podle druhů sledovaných stanovišť. Jako metodu syntézy dat byla použita technika vegetační syntézy curyšsko–montpeliérského směru dle Moravec a kol. (Moravec, 1994). Po tabelární syntéze vegetačních snímků byla vypočtena stálost druhů (v procentech) podle vzorce $C_i = (a_i/n) * 100$, v němž C_i = stálost druhu i v %, a_i = počet snímků s výskytem druhu i , n = celkový počet snímků v souboru. Vypracované stálostní snímky jednotlivých stanovišť jsou obsahem příloh 1 až 4.

3.3 SESTAVENÍ STÁLOSTNÍ TABULKY

Ve stálostní tabulce se pořadí snímků nemění, druhy jsou však seřazeny podle klesající stálosti (a při stejné stálosti podle klesající dominance).

Stálostní tabulky byly použity jako zdroj dat pro grafické vyjádření časového vývoje početnosti druhů na jednotlivých stanovištích (Herben, 2003).

3.4 ZPRACOVÁNÍ DAT V EXCELU

Nashromážděná data fytoocenologických snímků byla přepsána do datové podoby, a to do tabulkového editoru MS EXCEL. Data byla zachována ve formátu, v jakém byla sesbírána v terénu, tedy v uspořádání jednotlivých snímků zapsaných ve výše zmiňované Braun – Blanquetově stupnici. Dále byla tato data převedena do stálostních tabulek, ze kterých jsou výstupem grafy č. 1 – 4 v kapitole 4.

Pro statistickou analýzu dat v programu CANOCO byla data transformována ze stupnice Braun – Blanquet do stupnice podle van den Makrela, podle Herbena a Münzbergové (Herben, 2003). Fytoocenologické snímky převedené do této podoby byly použity jako datový vstup do programu CANOCO.

3.5 STATISTICKÁ ANALÝZA

Nasbíraná fytoocenologická data byla transformována podle van der Maarela pro použití v programu CANOCO, kde byla podrobena testování. Nejprve bylo použito testování pomocí nepřímé ordinace (DCA) – detrended correspondence analysis, tato technika byla využita ke zjištění délky gradientu (lengths of gradient). Délka gradientu je vhodný indikátor pro rozhodnutí se, zda použít lineární či unimodální techniku zpracování dat. Je-li velikost nejdelšího gradientu větší než 4, je třeba použít unimodální metodu, je-li kratší než 3, je obvykle vhodnější metoda lineární (Herben, 2003).

Dále byla použita metoda přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis, pomocí tohoto testu bylo zjišťováno ovlivnění druhového složení odstraňováním křídlatky v průběhu času. Vzhledem k designu pokusu byly označeny jednotlivé plochy jako kovariáty, tím „očistíme“ variabilitu tohoto souboru od nezajímavé proměnné (Herben, 2003). Pro zjištění průkaznosti testu byl použit Monte Carlo permutační test. Randomizace časových záznamů probíhaly vždy uvnitř každé plochy (*randomisation within blocks defined by covariables*) tak, aby nedošlo ke smíchání časové variability s variabilitou prostorovou. Přímé ordinace bylo využito, neboť nás zajímal vliv konkrétní vysvětlující proměnné, v našem případě času. Přímé ordinace byly provedeny s vysvětlující proměnnou ve dvou variantách kódování času, času kódovaného spojitě a času kódovaného binárně.

Takto byla analyzována data v každém ze studovaných společenstev. Výsledky analýz a grafy vzešlé z testování jsou předmětem kapitoly 4.

3.6 SLEDOVANÉ LOKALITY

V průběhu zkoumání byla sledována 4 přírodní stanoviště a to: pravidelně zaplavované lužní lesy, periodické náplavy řeky Morávky s židovínkem německým, extenzivně sečené louky a chudé acidofilní bučiny. Vyznačení jednotlivých sledovaných ploch je předmětem přílohy č. 5. Jedná se o značně rozdílná stanoviště, která zastupují rozmanitost povodí řeky Morávky tak, aby byla co nejlépe popsána charakteristika zkoumané oblasti (příloha č. 6). V následující části jsou popsána jednotlivá stanoviště.

3.6.1 Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) (91E0)

Třída habitatů

Listnaté opadavé lesy

Popis

Jednotka zahrnuje lužní lesy v nejnižších částech aluvií řek a potoků, kde jsou hlavním ekologickým faktorem pravidelné záplavy způsobené povrchovou vodou nebo zamokření způsobené podzemní vodou. Patří sem nezapojené vrbo-topolové porosty (měkký lužní les) rozšířené v záplavových územích větších řek a olšiny podél potoků a menších řek ve vyšších polohách. Charakteristicky se uplatňují nitrofilní a hygrofilní druhy (Anonymous, 2008).

3.6.2 Alpínské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým (Myricaria germanica) (3230)

Třída habitatů

Sladkovodní stanoviště

Popis

Porosty židovínku německého se vyskytují jen na mladých nebo pravidelně se obnovujících štěrkových náplavech v podbeskydských tocích. Vytváří bylinné i keřovité porosty, v kterých dominuje. Často bývá doprovázen křovitými vrbami (vrba lýkocová, vrba šedá, vrba nachová), židovínk je však citlivý na zastínění (Anonymous, 2008).

3.6.3 Extenzivní sečené louky nížin až podhůří (Arrhenatherion, Brachypodio-Centaureion nemoralis) (6510)

Třída habitatů

Vlhké a mezofilní louky

Popis

Extenzivně hnojené, jedno- až dvojsečné louky s převahou vysokostébelných travin jako je ovsík vyvýšený, psárka luční, trojštět žlutavý, tomka vonná nebo kostřava červená. Vyskytují se v aluviích řek, na svazích, náspech, v místech bývalých polí, na zatravněných úhorech a v ovocných sadech od nížin do hor, většinou v blízkosti sídel. Osidlují mírně kyselé až neutrální, středně hluboké až hluboké, mírně vlhké až mírně suché půdy s dobrou zásobou živin.

Variabilita těchto porostů je poměrně široká. Velká proměnlivost druhového složení odráží poměrně široké ekologické spektrum a místní způsob hospodaření (Anonymous, 2008).

3.6.4 Bučiny asociace Luzulo-Fagetum (9110)

Třída habitatů

Listnaté opadavé lesy

Popis

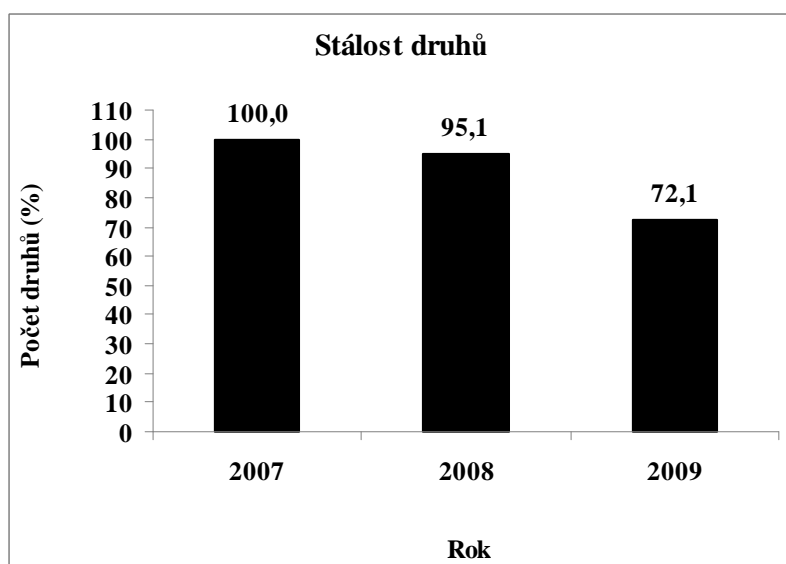
Jedná se o floristicky chudé acidofilní bukové porosty, které se vyskytují v nižších polohách. V bukovém porostu je přimíšen dub, ojediněle jedle. Vyskytují se na minerálně chudých horninách – žuly, ruly, křemence, fylity, krystalické břidlice, kyselé vulkanity. Půdy jsou většinou mělké, skeletovité rankery. Ve vyšších polohách se vyskytují smíšené bukové a smrko-jedlo-bukové lesy na všech geologických podložích, ale půdách minerálně nenasycených, náchylných k podzolizaci. Keřové patro je málo vyvinuté, tvoří ho zejména zmlazující jedinci hlavních dřevin. V bylinném patře převažují acidofilní a oligotrofní druhy (Anonymous, 2008).

4. VÝSLEDKY

4.1 PROCENTUÁLNÍ VYJÁDŘENÍ POČTU DRUHŮ V JEDNOTLIVÝCH LETECH

Rok 2007 byl použit jako kontrolní k ostatním letům, jelikož data pro tento rok byla shromážděna před plánovanou likvidací křídlatek, tedy před prvním postřikem herbicidem Roundup biaktiv.

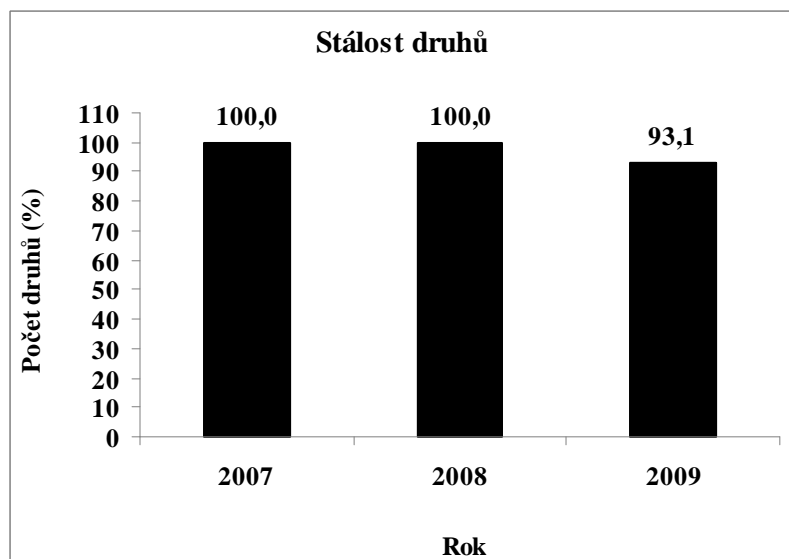
Graf č. 1 znázorňuje procentuální vyjádření počtu druhů v jednotlivých letech v lužním lese.



Graf 1. Stálost druhů lužního lesa

Počet druhů se po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem snížil o 4,9 % oproti roku 2007 (foto příloha 7.1). V roce 2009 (foto příloha 7.2), tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek druhů oproti roku 2007 o 27,9 %. Absolutní hodnoty taxonů v jednotlivých letech klesaly od hodnot 41 v roce 2007, přes 38 v roce 2008 k 32 v roce 2009.

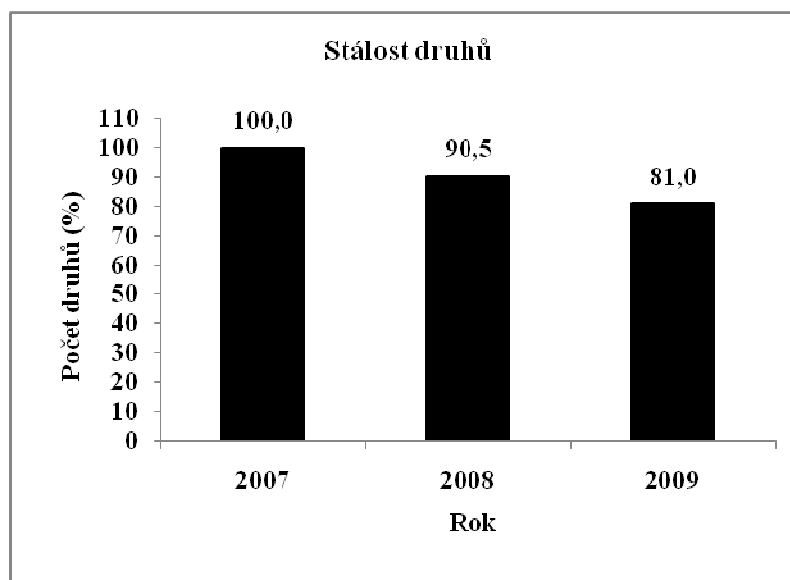
Graf č. 2 znázorňuje procentuální vyjádření počtu druhů v jednotlivých letech na náplavech řeky Morávky.



Graf 2. Stálost druhů alpinské řeky

Počet druhů po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem zůstal stejný jako v roce 2007. V roce 2009, tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek druhů již zaznamenán a to oproti roku 2007 o 6,9 % (viz. příloha 7.3).

Graf č. 3 vyjadřuje procentuální zastoupení počtu druhů v jednotlivých letech na sečených loukách.

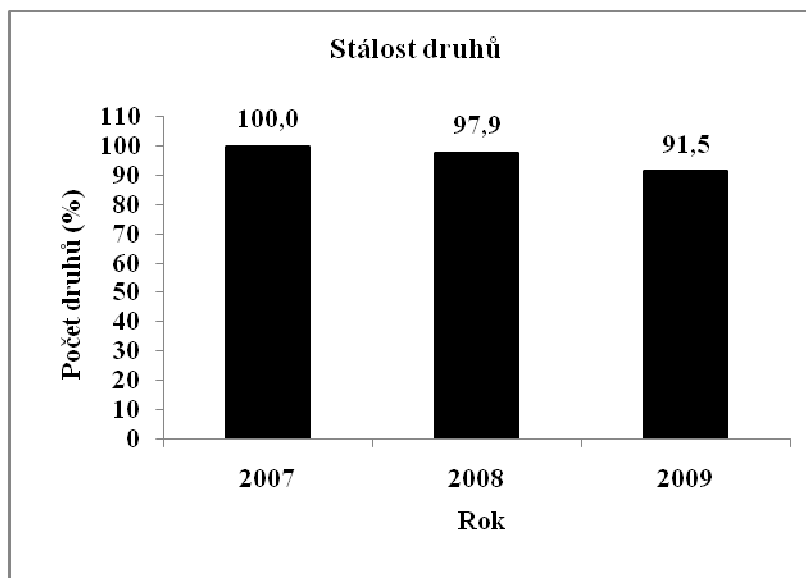


Graf 3. Stálost druhů extenzivní sečené louky

Počet druhů se po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem snížil o 9,5 % oproti roku 2007. V roce 2009, tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek

druhů oproti roku 2007 o 19 %. Jak je vidět na obrázcích (viz. příloha 7.4 a příloha 7.5) v průběhu let 2007 až 2009 byly souvislé porosty křídlatek zcela zlikvidovány.

Graf č. 4 znázorňuje procentuální vyjádření počtu druhů v jednotlivých letech acidofilní bučiny.



Graf 4. Stálost druhů bučin

Počet druhů se po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem snížil o 2,1 % oproti roku 2007 (příloha 7.6). V roce 2009, tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek druhů oproti roku 2007 o 8,5 %. (příloha 7.7).

4.2 STATISTICKÁ ANALÝZA V PROGRAMU CANOCO

4.2.1 Stanoviště 91E0

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Tato technika byla využita ke zjištění délky gradientu (lengths of gradient). Délka gradientu je vhodný indikátor pro rozhodnutí se, zda použít lineární či unimodální techniku zpracování dat. Vzhledem k tomu, že velikost nejdelšího gradientu byla 2.633, bylo dále použito lineárních technik. Je-li velikost nejdelšího gradientu větší než 4, je třeba použít unimodální metodu, je-li kratší než 3 (naš případ), je obvykle vhodnější metoda lineární (Herben, 2003).

Tabulka II. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.544	0.315	0.043	0.019	1.277
Lengths of gradient :	2.633	2.075	1.040	1.147	
Cumulative percentage variance					
of species data :	42.6	67.3	70.6	72.1	
Sum of all eigenvalues					1.277

Výsledky přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis

Pomocí tohoto testu bylo zjišťováno ovlivnění druhového složení odstraňováním křídlatky v průběhu času. Vzhledem k designu pokusu byly označeny jednotlivé plochy jako kovariáty, tím „očistíme“ variabilitu tohoto souboru od nezajímavé proměnné (Herben, 2003). Pro zjištění průkaznosti testu byl použit Monte Carlo permutační test. Randomizace časových záznamů probíhaly vždy uvnitř každé plochy (*randomisation within blocks defined by covariables*) tak, aby nedošlo ke smíchání časové variability s variabilitou prostorovou. Přímé ordinace bylo využito, neboť nás zajímal vliv konkrétní vysvětlující proměnné, v našem případě času.

Přímé ordinace byly provedeny s vysvětlující proměnnou ve dvou variantách kódování času, času kódovaného spojitě a času kódovaného binárně.

Při testu času kódovaného spojitě, kdy byl testován časový vývoj ploch, bylo nutné tuto spojitost narušit a randomizace byla úplná (*unrestricted permutations*). Zde má smysl testovat pouze jednu kanonickou osu.

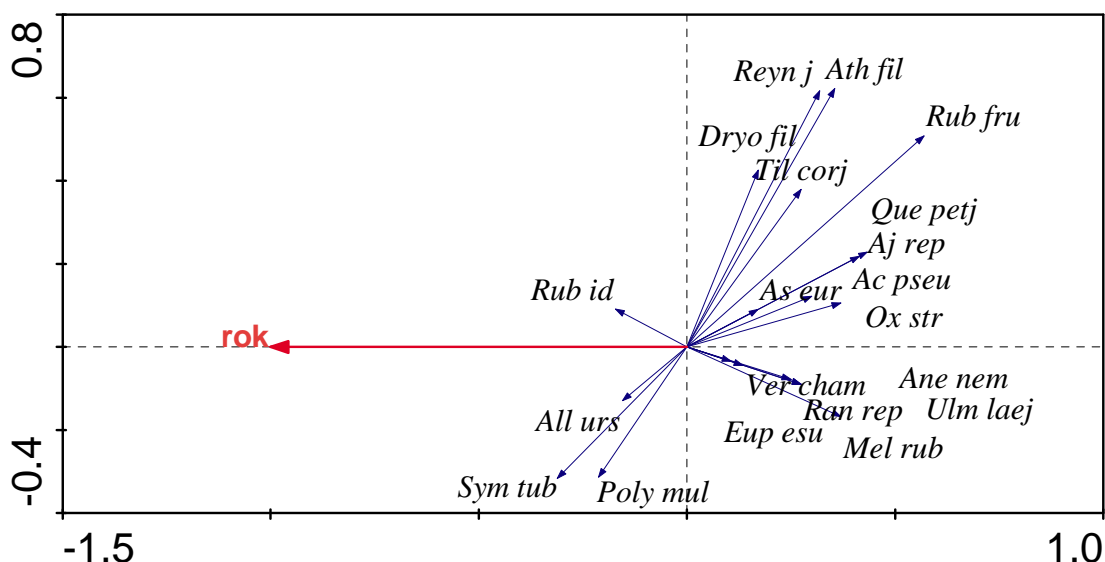
Tabulka III: Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	0.030	0.034	0.019	0.012	1.000
Species-environment correlations :	0.794	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data :	27.2	57.6	74.4	85.5	
of species-environment relation:	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.111
Sum of all canonical eigenvalues					0.030

Tabulka III: Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojité) - pokračování

Test of significance of all canonical axes: Trace = 0.030
F-ratio = 2.613
P-value = **0.0260**

Nulová hypotéza Monte Carlo permutačního testu zní, že vysvětlující proměnná nemá žádný vliv na druhové složení. Zamítnutí nulové hypotézy znamená, že vysvětlující proměnná na druhové složení rostlinného společenstva vliv má. Kanonická osa vysvětluje 27,2 % variability po odečtení kovariát. Druhá, nekanonická osa postihuje 30,4 % variability, existuje tedy další, v pokusu neměřený faktor, který má na druhové složení významný vliv.



Graf 5. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

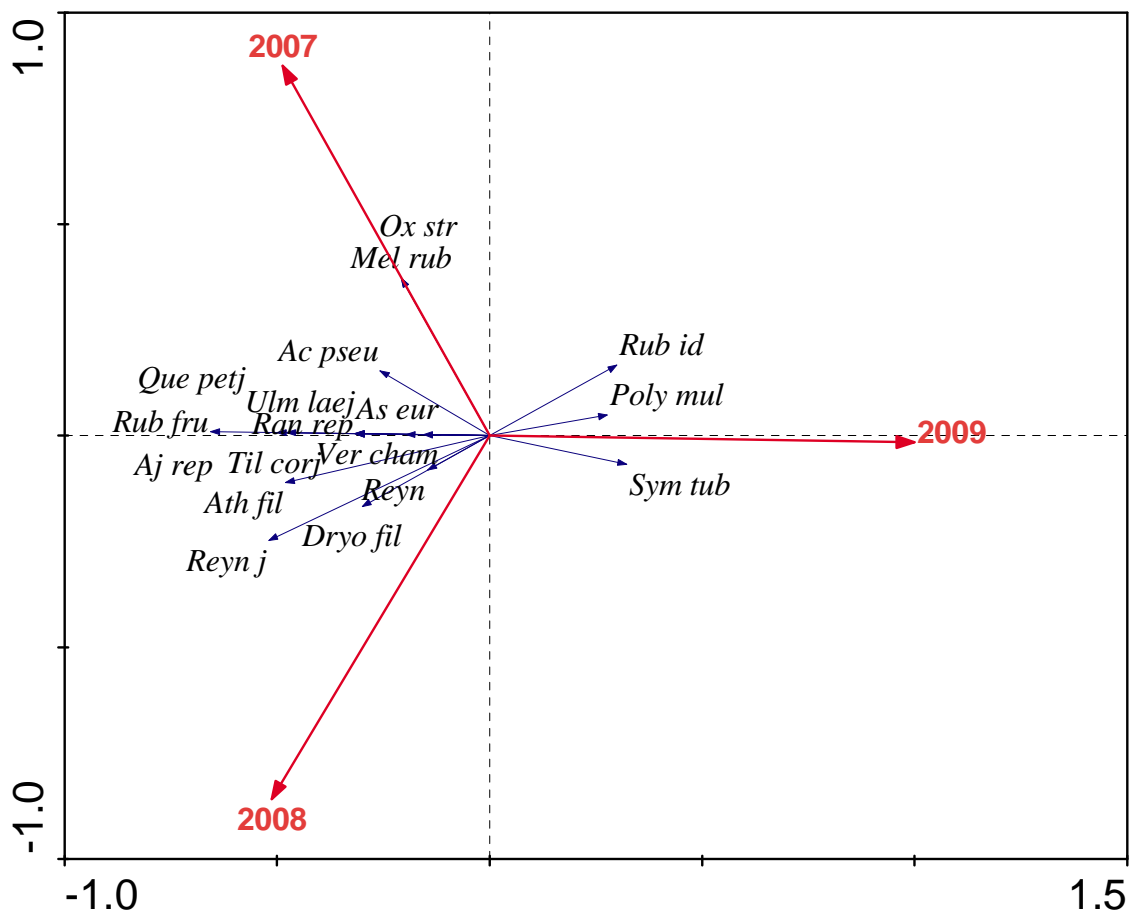
Graf č. 5 vytvořený v programu CanoDraw znázorňuje vliv času na druhové složení. Pokud vedou šipky jednotlivých druhů shodně či alespoň podobně se směrem času, znamená to, že druh s časem zvyšoval svou početnost, tedy byl podporován odstraněním křídlatky. Pokud vede šipka druhů na opačnou stranu, než šipka času, znamená to, že druh během pokusu svou početnost snižoval a ubýval. Pokud je šipka druhu kolmá na šipku času, znamená to, že čas nemá na početnost druhu vliv. Čím delší jednotlivé šipky jsou, tím větší je vliv zásahu na daný druh. Druhy, které jsou vprostřed diagramu, mají tendenci být stále přítomny ve všech snímcích a své početnosti neměnit. Ordinační diagram byl vytvořen bez těchto druhů.

Z ordinačního diagramu tedy lze vyčíst, že většina druhů s časem spíše ubývala (*Rubus fruticosus*, *Reynoutria*, semenáčky dřevin, kapradiny, *Anemone nemorosa*). Naopak přibýval *Rubus idaeus*, *Allium ursinum*, *Symphytum tuberosum*, *Polygonatum multiflorum*.

Při využití binárního kódování času, kdy nás zajímala pouze meziroční variabilita, bylo nutné randomizovat pomocí cyklických posuvů (*restricted permutations for time series or line transects*). V tomto případě byl čas kódován více proměnnými a nutný byl test všech kanonických os.

Tabulka IV. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času binární).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	0.037	0.010	0.024	0.019	1.000
Species-environment correlations :	0.855	0.804	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data :	33.8	42.5	64.1	80.9	
of species-environment relation:	79.6	100.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.111
Sum of all canonical eigenvalues					0.047
Test of significance of all canonical axes :	Trace	=	0.047		
	F-ratio	=	2.213		
	P-value	=	0.0040		



Graf 6. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Test s binárním kódováním času opět vyšel průkazný. Z ordinačního diagramu (graf č. 6) lze vyčíst, že s rokem 2009 zvyšovaly svou početnost druhy *Rubus idaeus*, *Polygonatum multiflorum* a *Symphytum tuberosum*, ubývalo druhu *Reynoutria*, semenáčků dřevin, kapradin. V roce 2008 došlo ke zvýšení početnosti druhu *Reynoutria*.

4.2.2 Stanoviště 6510

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Po zjištění délky gradientu pomocí DCA, který v tomto případě činil 1.29, bylo v následných testech opět použito lineárních technik.

Tabulka V. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: 0.190	0.050	0.013	0.004	0.529
Lengths of gradient	: 1.290	0.782	0.596	0.713	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 36.0	45.4	47.9	48.6	
Sum of all eigenvalues					0.529

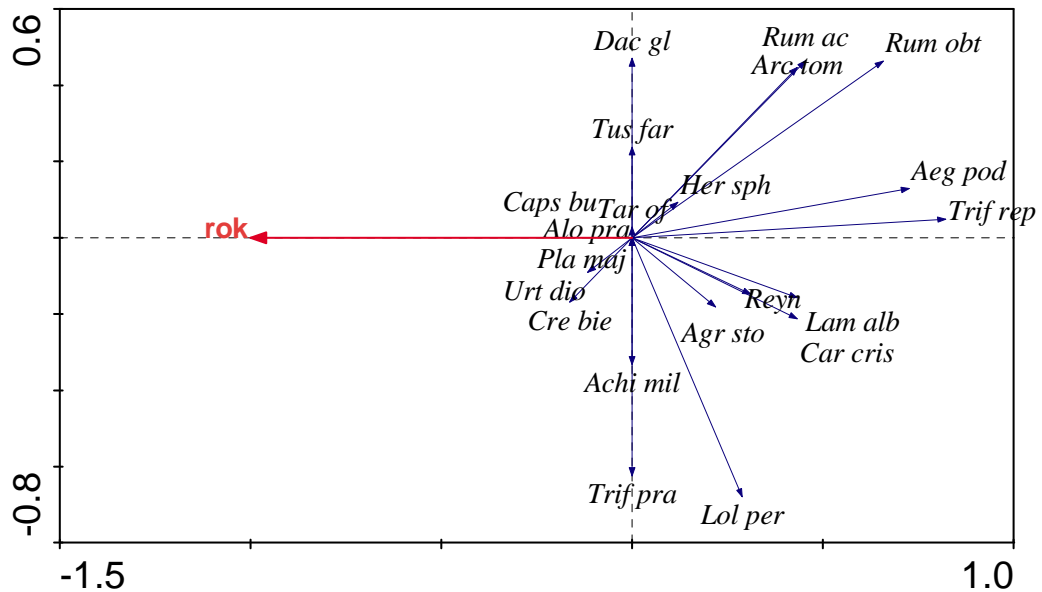
Výsledky přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis

V rámci RDA analýzy bylo opět použito ploch jako kovariát. Opět byl testován čas jako proměnná spojitá a jako proměnná binární. V případě testování času jako proměnné spojité vyšel test průkazný. Kanonická osa, tedy čas, vysvětluje 38,8 % variability.

Tabulka VI. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	: 0.170	0.101	0.088	0.036	1.000
Species-environment correlations	: 0.916	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 38.8	61.8	81.9	90.1	
of species-environment relation:	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.439
Sum of all canonical eigenvalues					0.170

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.170
 F-ratio = 3.175
 P-value = **0.0100**



Graf 7. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Ordinační diagram (graf č. 7) ukazuje, že s časem ubývaly druhy jako *Aegopodium podagraria*, *Trifolium repens*, *Rumex* sp., *Reynoutria*, *Lamium album* a *Carduus crispus*. Čas neměl vliv na početnost druhů *Trifolium pratense*, *Achillea millefolium*, *Tusilago farfara* a *Dactylis glomerata*. Žádný ze zaznamenaných druhů neměl výraznou tendenci s časem přibývat.

4.2.3 Stanoviště 3230

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Po zjištění délky gradientu pomocí DCA, který v tomto případě činil 2.341, bylo v následných testech opět použito lineárních technik.

Tabulka VII. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: 0.501	0.060	0.014	0.005	0.877
Lengths of gradient	: 2.341	1.205	0.794	0.460	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 57.2	64.0	65.6	66.1	
Sum of all eigenvalues					0.877

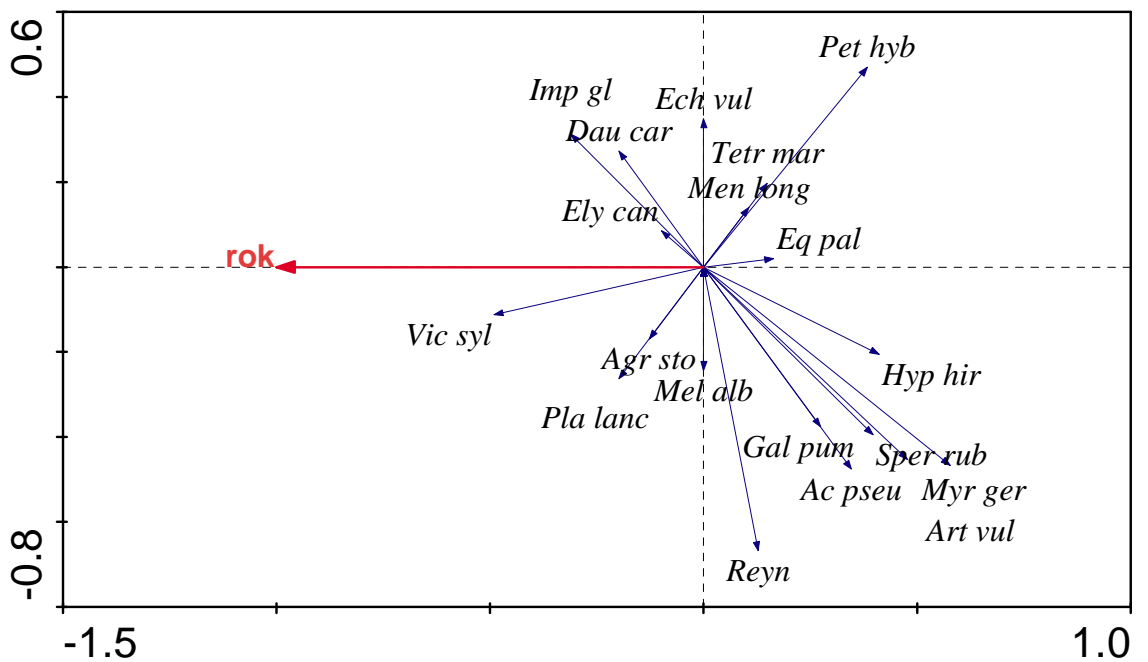
Výsledky přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis

V rámci RDA analýzy bylo opět použito ploch jako kovariát. Opět byl testován čas jako proměnná spojitá a jako proměnná binární. V případě testování času jako proměnné spojité vyšel test těsně neprůkazný. V případě testování času jako proměnné binární vyšel test neprůkazný.

Tabulka VIII. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.068	0.078	0.031	0.013	1.000
Species-environment correlations	0.832	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	34.3	73.6	89.0	95.8	
of species-environment relation:	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.198
Sum of all canonical eigenvalues					0.068

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.068
 F-ratio = 2.608
 P-value = **0.0580**



Graf 8. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Z ordinačního grafu (graf č. 8) lze vyčíst, že s časem zvyšovala svou početnost výrazněji jen *Viccia sylvatica*, naopak spíše ubývala *Myricaria germanica*, *Hypericum hirsutum* či *Artemisia vulgaris*. Ovšem opět je nutné zdůraznit, že tento výsledek není průkazný.

4.2.4 Stanoviště 9110

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Po zjištění délky gradientu pomocí DCA, který v tomto případě činil 2,432, bylo v následných testech opět použito lineárních technik.

Tabulka IX. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes		1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	:	0.531	0.032	0.006	0.002	0.733
Lengths of gradient	:	2.432	0.933	0.484	0.378	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	72.4	76.7	77.5	77.8	
Sum of all	eigenvalues					0.733

Výsledky přímé ordinace (RDA) – *redundancy analysis*

V rámci RDA analýzy bylo opět použito ploch jako kovariát. Opět byl testován čas jako proměnná spojitá a jako proměnná binární. V případě testování času jako proměnné spojitě vyšel test průkazný. Kanonická osa vysvětluje 39,4 % variability.

Tabulka X. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

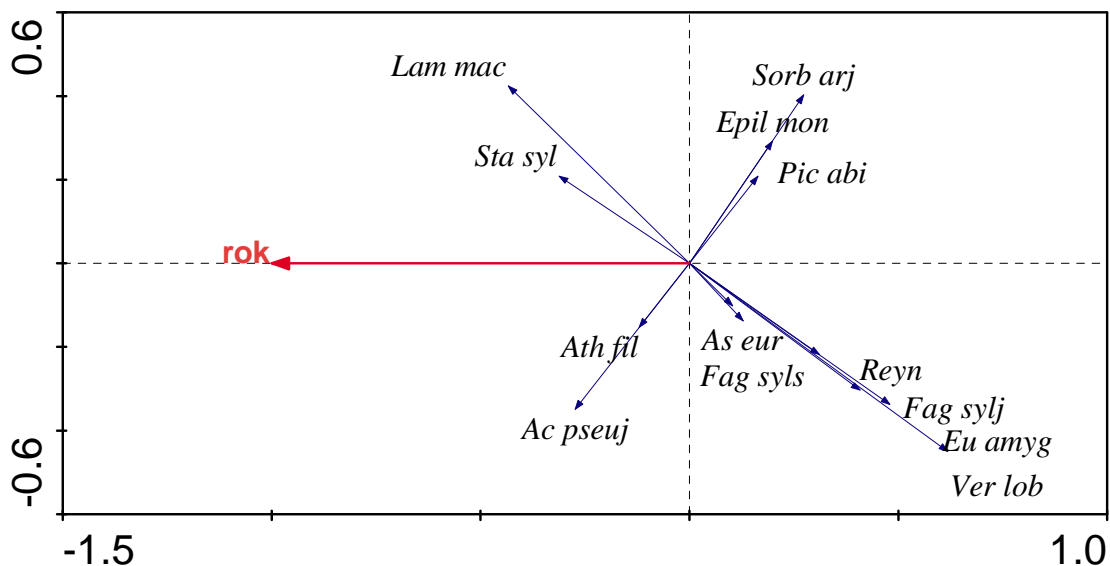
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.043	0.033	0.018	0.010	1.000
Species-environment correlations	:	0.918	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	39.4	69.7	86.0	94.9	
of species-environment relation:		100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all	eigenvalues					0.110
Sum of all canonical	eigenvalues					0.043

Tabulka X. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojité) - pokračování.

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.043

F-ratio = 3.250

P-value = **0.0180**



Graf 9. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Z ordinačního diagramu (graf č. 9) je patrné, že s časem ubývaly semenáčky *Fagus sylvatica*, druhy *Veratrum lobelianum*, *Euphorbia amygdaloides*, *Reynoutra*, naopak přibývalo *Lamium maculatum* či *Stachys sylvatica*.

V případě testování času jako proměnné binární vyšel test neprůkazný.

5. DISKUSE

Tříletým pozorováním a sběrem fytoocenologických dat na zkoumaných lokalitách v povodí Morávky, při probíhající plošné likvidaci invazních druhů rodu *Reynoutria* a vyhodnocením těchto dat jsem dospěl k závěrům, které jsou obdobné, respektive mají stejnou tendenci na všech pozorovaných stanovištích.

Během aplikace herbicidů došlo k poklesu druhové diverzity a početnosti druhů ve čtyřech vybraných biotopech /stanovištích. Dvě z těchto stanovišť byla lesní a dvě mimo les. Na pokles poukazují tabulky/grafy početnosti druhů. Určité zkrácení těchto výsledků může představovat absolutní počet druhů na jednotlivých stanovištích. Nejmarkantnější pokles byl zaznamenán u lužních lesů. Tento údaj může být dán vyšším počtem druhů lužního lesa citlivých na postřik herbicidy. A také vyšším zastoupením heliofóbních druhů ve společenstvu. Nižší poklesy v bučinách i na náplavech mohou být způsobeny celkově nižším počtem druhů zastoupených v těchto biotopech a rozvolněnějším charakterem vegetace. Bučiny, ve kterých byly vybrány plochy pro odečet fytoocenologických snímků, byly charakteristické nízkou pokryvností. Opět u mezofilních ovsíkových luk došlo k vyššímu poklesu, neboť zde byl zastoupen opět celkově vyšší počet druhů a vyšší pokryvnost.

V lužních lesích docházelo ve srovnání s prvním odečtem před aplikací herbicidu, v roce 2007 k poklesu početnosti křídlatky, semenáčků dřevin, kapradin a sasanky hajní (*Anemone nemorosa*). Pokles početnosti křídlatky lze lehce vysvětlit jejím cíleným odstraňováním. Je ovšem vhodné upozornit na rok 2008, kdy došlo ke zvýšení početnosti juvenilních jedinců křídlatky, tedy po první aplikaci a prvním odstranění biomasy. Tento jev je obvyklý při likvidaci porostů křídlatky, z vlastního pozorování při odstraňování křídlatek v jiných lokalitách lze doložit (Mártonová, 2010), že v prvním roce po začátku likvidace dochází k jejímu houfnému zmlazení. Po následných aplikacích v dalších letech však křídlatky opět ubývalo. Dle dalších výzkumů je však třeba aplikovat herbicid, případně kombinovat s dalšími metodami likvidace dostatečně dlouho, neboť při nárazovité aplikaci herbicidu dochází naopak k silnějšímu rozrůstání porostů křídlatek (Modrý, 2008).

Pokles semenáčků dřevin (*Tilia cordata*, *Quercus petraea*, *Ulmus laevis*) je zřejmě spojen s jejich vyšší citlivostí k zásahu herbicidy. K obdobným závěrům došli i v citované práci (Mártonová, 2010).

Pokles početnosti kapradin (*Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*) pravděpodobně souvisí s jejich požadavky na osvětlení. Kapradiny obecně patří mezi sciofilní druhy, tedy druhy, které nemají v oblibě silnější oslunění. Kapradiny také narůstají později (květen) než např. jarní neofyty. S odstraněním porostů křídlatek, které zde stínily tak mohlo docházet ke zvýšení oslunění a tím i k ústupu stínomilných kapradin. Další z možných vysvětlení lze také hledat v jejich vyšší citlivosti k herbicidům. Citlivější k herbicidům je pravděpodobně i sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), u níž byl taktéž během let zaznamenán ústup.

Naopak početnost vzrůstala u jarních geofytů jako jsou česnek medvědí (*Allium ursinum*), kostival hlíznatý (*Symphytum tuberosum*) a kokořík mnohokvětý (*Polygonatum multiflorum*). To patrně souvisí s prosvětlením porostu poté, co došlo k odstranění stařiny a tím i vyššímu prosvětlení porostu v jarním období, a také v souvislosti s odstraněním silného kompetitora, co se týče získávání živin. V dalších studiích (Šerá, 2008) byly u křídlatek také zaznamenány alelopatické účinky na okolní vegetaci, i to může být jedno z vysvětlení pro zvýšení počtu výše zmíněných druhů. Jejich zvýšení lze dát i do souvislosti s jejich životním cyklem. Tyto druhy stihnou vyrůst, vykvést a vyplodit během jarního období, posléze zatáhnou a v zemi přetrvávají oddenky, cibulemi a hlízami a jsou tedy na rozdíl od ostatních rostlin odolnější či skrytější vůči účinku herbicidu, který byl aplikován až v pozdějším období na listy křídlatek.

Plochy umístěné ve stanovišti šterkových náplavů s židovínkem německým (*Myricaria germanica*) se již od počátku experimentu vyznačovali nízkým počtem druhů a poměrně nízkou pokryvností jednotlivých druhů, což souvisí s měnícími se podmínkami šterkových náplavů a jejich vazbou na povodně. Tyto porosty se vyznačují obecně různou zapojeností, doprovázeny jsou vtroušenými keřovými vrstevkami, složení bylinného patra není vzhledem k počáteční fázi sukcese stabilizované (Chytrý et al. 2001). I vzhledem k této skutečnosti byl prokázán pouze těsně nesignifikantní vliv odstraňování křídlatky na vegetaci. S postupem času se snižovala početnost křídlatek, což lze s ohledem na odstraňování křídlatek a jejich biomasy předpokládat. Z dalších druhů ustupovaly semenáčky javoru klene (*Acer pseudoplatanus*). To opět dokladuje vyšší citlivost semenáčků dřevin k aplikaci herbicidu.

Zaznamenán byl i úhyn židovínku německého (*Myricaria germanica*). To je spojeno s neselektivní metodou aplikace herbicidu a obdobnou reakcí jako u semenáčků dřevin. Při dalším odstraňování křídlatek je tedy třeba zvážit, jakou aplikaci a jakou

metodu likvidace zvolit, zejména s ohledem na zvláště chráněné druhy, které se v území vyskytují.

Naopak s postupujícím časem došlo k nástupu početnosti vikve lesní (*Vicia sylvatica*), mrkve obecné (*Daucus carota*) a netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulosa*). Vzhledem k charakteru stanoviště, kdy dochází vlivem povodní k častým disturbancím, lze nástup netýkavky žláznaté vysvětlit zejména zvýšeným přísunem propagulí i ze vzdálených lokalit výše na toku Morávky, ať už semen nebo kořenujících úlomků s povodněmi či vyššími stavy vody. Narušovaná stanoviště se po odstranění křídlatek tedy často stávají příznivým místem pro další invazní druhy (Bímová, 2004).

Obecně lze tento biotop charakterizovat jako biotop více náchylný k invazím (dalším problematickým druhem krom křídlatek či netýkavky žláznaté je i janovec metlatý). Vzhledem k výskytu zvláště chráněných druhů je však především v tomto biotopu třeba aplikovat herbicid cíleně, nikoliv plošně, a dbát i určitých zásad při pohybu pracovníků.

V lučních porostech došlo k pozitivnímu vývoji, neboť po 2 letech aplikace herbicidu došlo k téměř stoprocentnímu odstranění křídlatky. Toto bylo způsobeno dvěma faktory. Jednak vlastní likvidací a odstraňováním biomasy křídlatky a jednak pravidelným sečením louky. Z tohoto důvodu je třeba apelovat na pravidelné obhospodařování lučních porostů, neboť díky tomuto managementu je riziko šíření invazních druhů velice malé. V současné době se křídlatky šíří především na neobhospodařovaných plochách, pravidelné kosení a odstraňování biomasy tomuto šíření brání. Pokud se však již někde křídlatky vyskytují, je třeba dbát na správnou likvidaci biomasy, aby nedocházelo ke kontaminaci dalších území. Křídlatky jsou schopné zakořenit i z několikagramové části rostliny.

Ústup byl zaznamenán u bršlice kozí nohy (*Aegopodium podagraria*), což je druh spíše vlhčích a zastíněných lokalit. Vzhledem k odstranění stínícího převyšujícího porostu křídlatek a zvýšení oslunění, pak lze jeho ústup vysvětlit. Ustoupily i ruderálnější druhy jako jsou hluchavka bílá (*Lamium album*) či bodlák kadeřavý (*Carduus cirspus*), tento ústup lze vysvětlit spíše pravidelným sečením lokality. Výsledky analýz neprokázaly výrazný vzestup početnosti žádného z přítomných druhů. Lze tedy předpokládat, že v tomto lučním porostu bylo bylinné patro, byť s výskytem křídlatky, dobře vyvinuto a nedošlo k jeho předchozímu potlačení.

Co se týká acidofilních bučin, během likvidace křídlatek docházelo v průběhu let k jejich ústupu. Dalšími druhy, které ustupovaly byly semenáčky buku lesního

(*Fagus sylvatica*), smrku ztepilého (*Picea abies*), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*). Zde je nutné opět poukázat na vyšší citlivost semenáčků dřevin k aplikaci herbicidu, a to jak semenáčů listnatých dřevin, tak semenáčů dřevin jehličnatých. Překvapivý je i ústup vrbovky úzkolisté (*Epilobium angustifolium*) a vrbovky horské (*Epilobium montanum*) a také kýchavice Lobelovy (*Veratrum album*), u těchto bylin se tedy projevila také větší citlivost k herbicidům.

Přibývalo naopak bylin typických pro bučiny, resp. pro údolní jasanovo-olšové luhy, zejména papratka samičí (*Athyrium filix-femina*), hluchavka skvrnitá (*Lamium maculatum*) a čistec lesní (*Stachys sylvatica*). Nástup těchto druhů může být spojen s alelopatickými účinky křídlatek, ke kterým tyto byliny mohou být náchylnější.

Obecně lze opět poznamenat, že acidofilní bučiny bývají druhově chudší, s nižší pokryvností, což může mít vliv i na výsledky analýz.

6. ZÁVĚR

Po vyhodnocení nashromážděných dat se ukázalo, že na všech čtyřech stanovištích byl patrný úbytek rostlinných taxonů, případně jejich pokryvnosti, po aplikaci herbicidu na druhy rodu *Reynoutria*. Domnívám se, že tyto změny jsou zapříčiněny především úletem použitého herbicidu, postižením také bylinného patra a tím zapříčiněný úbytek taxonů.

Další možnou příčinou snížení druhové rozmanitosti může být celková náhlá změna podmínek prostředí po náhlém odstranění velkého množství biomasy, kterou křídlatky představují, změna zastínění, mikroklima.

Avšak dá se předpokládat, že po takto razantním potlačení křídlatek dojde k nárůstu druhové rozmanitosti bylinného patra. Dá se předpokládat, že křídlatku se na pozorovaných lokalitách nepodařilo zcela zlikvidovat, je tedy pravděpodobné, že křídlatky budou opět bojovat o svá území a bude zajímavé sledovat jak se jim to bude dařit.

7. LITERATURA

ALARM (2011). Assessing Large scale Risks for biodiversity with tested Methods [online]. přečteno 15. 9. 2011, Dostupné z: <<http://www.alarmproject.net>>

Anonymous (2008). Přírodní stanoviště. *Biomonitoring [online] přečteno 2. 11. 2010*, Dostupný z <<http://www.biomonitoring.cz/stanoviste.php?stanovisteID=54>>.

Anonymous (2010). Křídlatka japonská [online]. přečteno 5. 5. 2010, Dostupné z <http://www.forestportal.sk/ForestPortal/>.

Bailey, J.P., and Conolly, A. P. (2000). Prize - winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed s.l. (*Polygonaceae* in the British Isles). *Watsonia* 23, 93-110.

Beerling, D.J. (1994). *Fallotropa japonica* (Houtt.) Ronse Descreene. *Oxford: J Ecol.*

Bímová, K., Mandák, B. and Kašparová, I. (2004). How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetable Science* 15, 495-504.

Bímová, K., Mandák, B. and Pyšek, P. (2001). Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. In Brundu, G., Brocks, J., Camarda, I., Child, L. and Wade, M. [eds.], *Plant invasions: species ecology and ecosystem management. Backhuys Publisher Leiden*, 283-290.

Blumenthal, D. (2005). Interrelated causes of plant invasion. *Science* 310, 243-244.

Černý, Z., Neruda, J., Václavík, F. (1998). *Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace. (Vyd 1) Praha: Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství České republiky.*

Daayf, F., Ongena, M. Boulanger, R., Hadrami, I.L. and Belanger, R.R. (2000). Induction of phenolic compounds in two cultivars of cucumber by treatment of hilly and powdery mildew - infected plants with extracts of *Reynoutria sachalinensis*. *Journal of Chemical Ecology* 26, 1579-1593.

DAISIE (2011). Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [online]. přečteno 2. 10. 2011, Dostupné z: <http://www.europe-aliens.org>.

de Waal, L.C. (1995). Treatment of *Fallopia japonica* near water: A case study. - In Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M. and Wade, M. [eds.], Plant invasions: general aspects and special problems. . *SPB Academia Publishing Amsterdam*, 141-150.

Edwards, R.E., and Howell, R. (1989). Welsh rivers and reservoirs. Management for wild life conversation. *Regul River 4*, 213-223.

Gerža, M. (2005). Zelení cizinci. Křídlatka. *Orlický týdeník, Rychlov nad Kněžnou 46*, 5.

Goodwin, B.J., McAllister, A.J., Fahrig, L. (1999). Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology 13*, 422-426.

Herben, T., Münzbergová, Z. (2003). Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení., Praha.

Hronďová, Z., Krahulec, F., Rehořek, V. (1997). Biologie rostlinných druhů *Zprávy České botanické společnosti, Materiály 18*.

Hrušková, H., Hofbauer, J. (1997). Pozor na invazní rostlinu - křídlatku. *Farmář 3*.

Huleš, L. (2011). Patří křídlatka do kultury nebo ne? *Biom.cz* [online]. přečteno 1. 4. 2011, Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/patri-kridlatka-do-kultury-nebo-ne>>.

Child, L.E., Wade, M. and Hathaway, S. (2001). Strategic invasive plant management, linking polycy and practice: a case study of *Fallopia japonica* in Swansea, South Wales (UK). In: Brundu, G., Brock, J.H., Camarda, L., Child, L. and Wade, M. [eds.], Plant invasions: species ecology and ecosystem management. *Backhuys Publisher Leiden*, 291-302.

Child, L.E., Wade, P.M. and Wagner, M. (1998). Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. In: Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I. and Williamson, M. [eds.], Plant invasions - Ecological mechanism and human responses. *Backhuys Publisher Leiden*, 143-154.

Chytrý, M., Maskell, L.C., Pino, J., Pyšek, P., Vila' M., Font, X. and Smart, S.M. (2008). Habitat invasions by alien plants: A quantitative comparison among

Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45, 448-458.

Inoue, M., Nishimura, H., Li, H.H. and Misutani, J. (1992). Allelochemicals from *Polygonum sachalinense* Fr. Schm. (Polygonaceae). *Journal of Chemical Ecology* 18, 1833-1840.

Janzová, A. (2008). Výskyt invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky v povodí Divoké Orlice (CHKO Orlické hory). *Bakalářská práce, Ostravská univerzita*.

Konstatinidou - Doltsins, S., and Schmitt, A. (1998). Impact of treatment with plant extracts from *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt.) Nakai on intensity of powdery mildew severity and yield in cucumber under high disease pressure. *Crop Protection* 17, 649-656.

Kretz, M. (1994). Kontrola křídlatky japonské na tekoucích vodách, I. Vyzkoušení vybraných metod. Zemský úřad pro ochranu životního prostředí Baden - Wurttemberg, Ministerstvo životního prostředí, Stuttgart.

Levin, D.A. (2003). The ecological transition in speciation. *New Phytologist* 161, 91-96.

Lodge, D.M., Shrader-Frechette, K. (2003). Nonindigenous species: ecological explanation, environmental ethics, and public policy. *Conservation Biology* 17, 31-37.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.

Mácholová, L. (2003). Sekundární metabolity. *Masarykova univerzita, Brno*.

Mandák, B. (2006). *Reynoutria japonica*. In: Mlíkovský, J., Stýblo, S. [eds.]: *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP*.

Mandák, B., Pyšek, P. (1997). Druhy rodu *Reynoutria* na území ČR. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 14, 45-57.

- Mandák, B., Pyšek, P., Bímová, K. (2004). History of the invasion and distribution of *Reynoturia* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76, 15-64.
- Manchester, S.J., Bullock, J. (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37, 845-864.
- Mártonová, M. (2010). Obnova rostlinných společenstev po odstranění invazního rodu *Reynoutria*. *Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky UK, Praha*.
- Mitchell, C.E., Power, A.G. (2003). Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* 421, 625-627.
- Mlíkovský, J., Stýblo, P. (2006). Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. *ČSOP*.
- Modrý, M. (2008). Likvidace invazních rostlin v teorii a praxi, výstupy projektů „Likvidace invazních rostlin v povodí Nisy“, Likvidace invazních druhů rostlin v okrese Löbau-Zittau“. *Liberecký kraj, resort rozvoje venkova, zemědělství, životního prostředí a informatiky*.
- Moravec, J. (1994). Fytocenologie. *Academia, Praha*, 403.
- Mueller - Dombois, D., and Ellenberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. *New York*.
- Pavela, R., Vrchotová, N. and Šerá B. (2006). Growth inhibition activity of extracts from plants of genus *Reynoutria* on larvae *Spodoptera littoralis*. *Sborník příspěvků XVII české a slovenské konference o ochraně rostlin*, 505-509.
- Pergl, J. (2008). Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 43, 183-192.
- PRATIQUÉ (2011). Enhancements of Pest Risk Analysis TechnIQUes [online]. *přečteno 5. 10. 2011*, Dostupné z: <https://secure.fera.defra.gov.uk/pratique/>.
- Pyšek, P. (2001a). Které biologické vlastnosti usnadňují invazi rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 36, 21-30.

- Pyšek, P. (2008a). Projekty 6. rámcového programu Evropské unie zaměřené na biologické invaze: DAISIE a ALARM. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 23 43, 199-211.
- Pyšek, P., and Richardson, D.M. (2007). Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. *Progress in Physical Geography* 31, 659-666.
- Pyšek, P., Chytrý M., Moravcová L., Pergl J., Perglová I. Prach K. a Skálová H. (2008b). Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 23, 1-222.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Prach, K. (2008c). Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti* 23, 3-15.
- Pyšek, P., Prach, K. (1994). How important are rivers for supporting plant invasions? *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, 19-26.
- Pyšek, P., Sádlo, J. (2004a). Zavlečené rostliny: sklízíme, co jsme zaseli? *Vesmír* 83, 35-40.
- Pyšek, P., Sádlo, J. (2004b). Zavlečené rostliny - jak je to u nás doma? Zelení cizinci a nové krajiny. *Vesmír* 83, 83-85.
- Pyšek, P., Tichý, L. (2001b). Rostlinné invaze. *Rezekvítek*, 23-25 Brno.
- Rejmánek, M., Richardson, D.M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77, 1655-1661.
- Richardson, D.M., Curtis, C.D., Leishman, M.R., Pauchard, A., Pyšek, P. (2010). Plant invasions: theoretical and practical challenges. *Biological Invasions* 12, 3907-3911.
- Richardson, D.M., Pyšek, P. (2008). Fifty years of invasion ecology - the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14, 161-168.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity Distribution* 6, 93-107.

Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neil, P., Parker, I.M. (2001). The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 305-332.

Shine, C., Kettunen, M., ten Brink, P., Genovesi, P. and Gollasch, S. (2009). TECHNICAL SUPPORT TO EU STRATEGY ON INVASIVE ALIEN SPECIES (IAS) *Institute for European Environmental Policy*.

Singr, M. (2011). Invazní rostliny - máme v boji proti nim řešení? *ekolist.cz [online] přečteno 7. 10. 2011*, Dostupné z <http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/invazni-rostliny-mame-v-boji-proti-nim-reseni>

Soll, J. (2004). Controlling knotweed (*Polygonum cuspidatum*, *P. sachalinense*, *P. polystachyum* and hybrids) in the Pacific Northwest. *The Nature Conservancy, Oregon Field Office*.

Šerá, B., Vrchotová, N., Cvrčková, K. a Krejčová, J. (2008). Příspěvek ke studiu fytotoxických vlastností křídlatek (*Fallopia*). *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 23, 141-150.

Šrubař, M. (2008). Likvidace křídlatky tzv. Beskydským postupem. *Veronika* 19, 19-21.

Třešňák, M. (2004). Ekonomické aspekty biologické invaze rostlin rodu křídlatka - případová studie. *Diplomová práce, Fakulta humanitních studií UK, Praha*.

Vaníčková, E., Kalvoda, J. (2006). Geomorfologický vývoj údolí Divoké Orlice v oblasti Zemské brány, Orlické hory. In.: Smolová, I. [eds.]: Geomorfologické výzkumy v roce 2006. *Vydavatelství UP v Olomouci*, 300-305.

Višňák, R. (1997). Invazní neofyty v severní části České republiky. *Zprávy České Botanické společnosti* 32, *Materiály* 14, 105-115.

Walther, G.R., Gritty, E.S., Berger, S., Hickler, T., Tyng, Z.Y., Sykles, M.T. (2007). Palms tracking climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16, 801-809.

Williamson, M., and Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 1661-1666.

8. PŘÍLOHY

- Příloha č. 1 Stálostní snímek smíšeného jasano-olšového lužního lesa
- Příloha č. 2 Stálostní snímek alpské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým
- Příloha č. 3 Stálostní snímek extenzivní sečené louky nížin až podhůří
- Příloha č. 4 Stálostní snímek bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*
- Příloha č. 5 Zakreslení sledovaných ploch
- Příloha č. 6 Mapa přírodních stanovišť v povodí Morávky
- Příloha č. 7 Fotodokumentace

Příloha č. 1 Stálostní snímek smíšeného jasano-olšového lužního lesa

91E0	STÁLOSTNÍ TABULKA																	
	2007						2008						2009					
ROK	1	2	3	4	ai	Ci	1	2	3	4	ai	Ci	1	2	3	4	ai	Ci
pořadové číslo	1	2	3	4			1	2	3	4			1	2	3	4		
Pracovní číslo	1	2	3	4			1	2	3	4			1	2	3	4		
celkový počet druhů	20	17	21	19			19	17	20	18			12	12	16	18		
E3 - počet druhů																		
<i>Fraxinus excelsior L.</i>	1	2	+	+	4	100	1	2	+	+	4	100	1	2	+	+	4	100
<i>Tilia cordata Mill.</i>		3	-	3	3	75		3	-	3	3	75		3	-	3	3	75
<i>Cerasus avium L.</i>	-		-		2	50	-		-		2	50	-		-		2	50
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	1		3		2	50	1		3		2	50	1		3		2	50
<i>Sorbus aria Crantz</i>		-			1	25		-			1	25		-			1	25
E2 - počet druhů																		
<i>Reynoutria sp.</i>			+	+	2	50			1	+	2	50				1	1	25
<i>Cerasus avium L.</i>			-		1	25			+		1	25			-		1	25
<i>Picea abies L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
E1 - počet druhů																		
<i>Lamium maculatum L.</i>	+	+	+	+	4	100	+	+	+	+	4	100	+	+	+	+	4	100
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	2	+		+	3	75	1	+		+	3	75	+	-		+	3	75
<i>Anemone nemorosa L.</i>	3		3	2	3	75	2		2	1	3	75	2		2	1	3	75
<i>Asarum europaeum L.</i>	2	3	1		3	75	2	3	1		3	75	1	2	1		3	75
<i>Angelica sylvestris L.</i>	1		1	4	3	75	1		1	3	3	75	1		1	4	3	75
<i>Symphytum tuberosum L.</i>	+		1	+	3	75	1		1	+	3	75	2		2	+	3	75
<i>Ficaria verna Huds.</i>	+		2	+	3	75	+		2	1	3	75	1		1	1	3	75
<i>Allium ursinum L.</i>	1		2		2	50	2		2		2	50	3		2		2	50
<i>Polygonatum multiflorum L.</i>	1		1		2	50	+		1		2	50	2		2		2	50
<i>Galeobdolum luteum Huds.</i>		1	+		2	50		1	+		2	50		1	+		2	50
<i>Alliaria petiolata Cavara et Grande</i>			+	+	2	50			+	+	2	50			+	1	2	50
<i>Reynoutria sp.</i>	+		+	1	3	75	1		2	1	3	75				+	1	25
<i>Ajuga reptans L.</i>	+	+		+	3	75	+	+		+	3	75				+	1	25
<i>Viola odorata L.</i>		1			1	25		1			1	25		1			1	25
<i>Euphorbia esula L.</i>		2			1	25		2			1	25		1			1	25
<i>Veronica chamaedrys L.</i>		+			1	25		+			1	25		-			1	25
<i>Scrophularia nodosa L.</i>		+			1	25		+			1	25		+			1	25
<i>Fraxinus excelsior L.</i>		+			1	25		+			1	25		+			1	25
<i>Anemone ranunculoides L.</i>			1		1	25			+		1	25			+		1	25
<i>Lamium purpureum L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Glechoma hederacea L.</i>				1	1	25				1	1	25				+	1	25
<i>Galium aparine L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Rubus idaeus L.</i>				-	1	25					0	0				+	1	25
<i>Impatiens noli-tangere L.</i>				1	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Epilobium angustifolium L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Quercus petraea Liebl.</i>	+	+			2	50	+	+			2	50					0	0
<i>Athyrium filix-femina L.</i>	+		-		2	50	+		+		2	50					0	0
<i>Oxalis stricta L.</i>	-				1	25					0	0					0	0
<i>Tilia cordata Mill.</i>	+				1	25	+				1	25					0	0
<i>Rubus fruticosus L.</i>	+	-	+		3	75	+	-	+		3	75					0	0
<i>Dryopteris filix-mas L.</i>	-				1	25	+				1	25					0	0
<i>Ulmus laevis Pall.</i>		+			1	25		+			1	25					0	0
<i>Ranunculus repens L.</i>		-			1	25		-			1	25					0	0
<i>Melandrium rubrum Garcke</i>			-		1	25					0	0					0	0

Příloha č. 2 Stálostní snímek alpské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým

3230	STÁLOSTNÍ TABULKA														
	2007					2008					2009				
ROK	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
Pořadové číslo	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
Pracovní číslo	9	10	11			9	10	11			9	10	11		
Celkový počet druhů	19	22	17			20	22	16			19	19	16		
E3 - počet druhů															
<i>Myricaria germanica</i>	2	2	1	3	100	2	2		2	67	2			1	33
<i>Alnus viridis</i> Chaix	1	1	+	3	100	1	1	+	3	100	1	1	+	3	100
<i>Salix eleagnos</i> Scop.	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Alnus incana</i> L.			1	1	33			1	1	33			1	1	33
<i>Salix daphnoides</i> Vill.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
E1 - počet druhů															
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	1	+	2	3	100	1	+	2	3	100	1	+	2	3	100
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	+	1	1	3	100	+	1	+	3	100	+	+	+	3	100
<i>Spergularia rubra</i> L.	1	2	1	3	100	1	2	+	3	100	1	1	+	3	100
<i>Echium vulgare</i> L.	-	+		2	67	-	+		2	67		1		1	33
<i>Centaurea jacea</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	1	+		2	67
<i>Centaureum erthyaea</i> Rafn	-	-	-	3	100	+	+	-	3	100	+	+	+	3	100
<i>Tetragonolobus maritimus</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	-	+		2	67
<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Melilotus albus</i> Medik.	-	1		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Mentha longifolia</i> L.	1			1	33	1			1	33	+			1	33
<i>Petasites hybridus</i> L.	1			1	33	+			1	33					0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	-			1	33	-			1	33	+			1	33
<i>Cirsium vulgare</i> Tewore	-		-	2	67	-		-	2	67	-		-	2	67
<i>Taraxacum officinale</i> Web.	+			1	33	+			1	33	+			1	33
<i>Impatiens glandulifera</i>	-			1	33	+	+		2	67	-	+		2	67
<i>Reynoutria</i> sp.		1		1	33					0	+			1	33
<i>Elymus caninus</i> L.		+	1	2	67		1	1	2	67		1	1	2	67
<i>Vicia hirsuta</i> L.		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Galium pumilum</i> Murray		+	+	2	67		+	+	2	67			+	1	33
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.		+	-	2	67		+	-	2	67			-	1	33
<i>Aegopodium podagraria</i> L.		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Hypericum hirsutum</i> L.		-	1	2	67		-	+	2	67			-	1	33
<i>Vicia cracca</i> L.		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Daucus carota</i> L.		-		1	33		-		1	33		+		1	33
<i>Equisetum palustre</i> L.			+	1	33			+	1	33			-	1	33
<i>Urtica dioica</i> L.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
<i>Geranium Robertianum</i> L.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
<i>Humulus lupulus</i> L.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
<i>Vicia sylvatica</i>					0	+			1	33	+	-		2	67

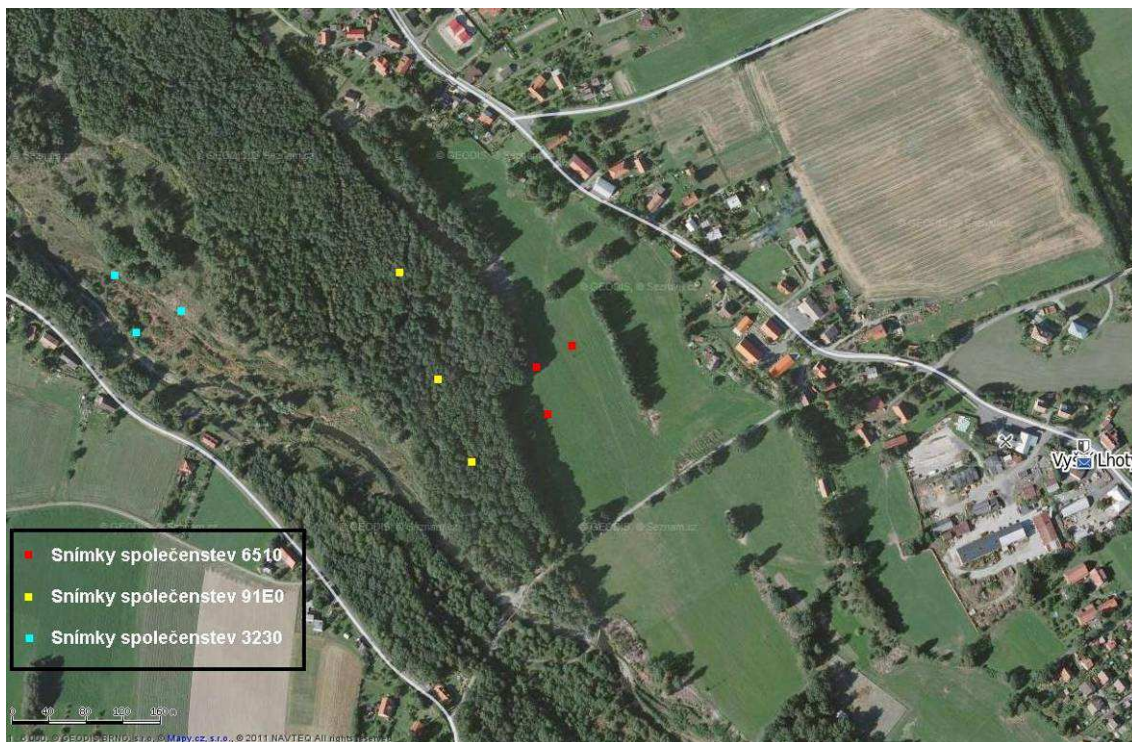
Příloha č. 3 Stálostní snímek extenzivní sečené louky nížin až podhůří

6510	STÁLOSTNÍ TABULKA														
	2007					2008					2009				
ROK	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
pořadové číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
Pracovníé číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
celkový počet druhů	16	15	16			16	13	9			13	13	8		
E1 - počet druhů															
<i>Reynoutria sp.</i>	+	+		2	67	+	+		2	67	-	-		2	67
<i>Trifolium pratense L.</i>	+	+	+	3	100	1	+	1	3	100	+	+	+	3	100
<i>Urtica dioica L.</i>	+		+	2	67	+		1	2	67	+		1	2	67
<i>Rumex acetosa L.</i>	2	1	1	3	100	1	+		2	67	1	1		2	67
<i>Aegopodium podagraria L.</i>	2	2	+	3	100	+	1	+	3	100		+	+	2	67
<i>Crepis biennis L.</i>	-			1	33	+			1	33	+			1	33
<i>Lamium album L.</i>	+	+	+	3	100	+	+	+	3	100	+	+		2	67
<i>Trifolium repens L.</i>	1	1	1	3	100	+	+	1	3	100	+	+	+	3	100
<i>Plantago major L.</i>	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Artctium tomentosum Mill.</i>	+			1	33					0					0
<i>Capsella bursa-pastoris L.</i>	-			1	33	-			1	33	-			1	33
<i>Taraxacum officinale Web.</i>	1	1	-	3	100	+	+	+	3	100	+	+	1	3	100
<i>Lolium perenne L.</i>	3	3	2	3	100	3	3	3	3	100	3	2	2	3	100
<i>Agrostis stolonifera L.</i>	1	+		2	67	+	+		2	67	1			1	33
<i>Dactylis glomerata L.</i>	+	+	-	3	100	-	+	-	3	100		1	+	2	67
<i>Rumex obtusifolius L.</i>	2	1	1	3	100	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Achillea millefolium L.</i>					0	+			1	33					0
<i>Carduus crispus L.</i>		+		1	33					0					0
<i>Alopecurus pratensis L.</i>		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Tussilago farfara L.</i>		+		1	33					0		+		1	33
<i>Heracleum sphondylium L.</i>			1	1	33			+	1	33			+	1	33

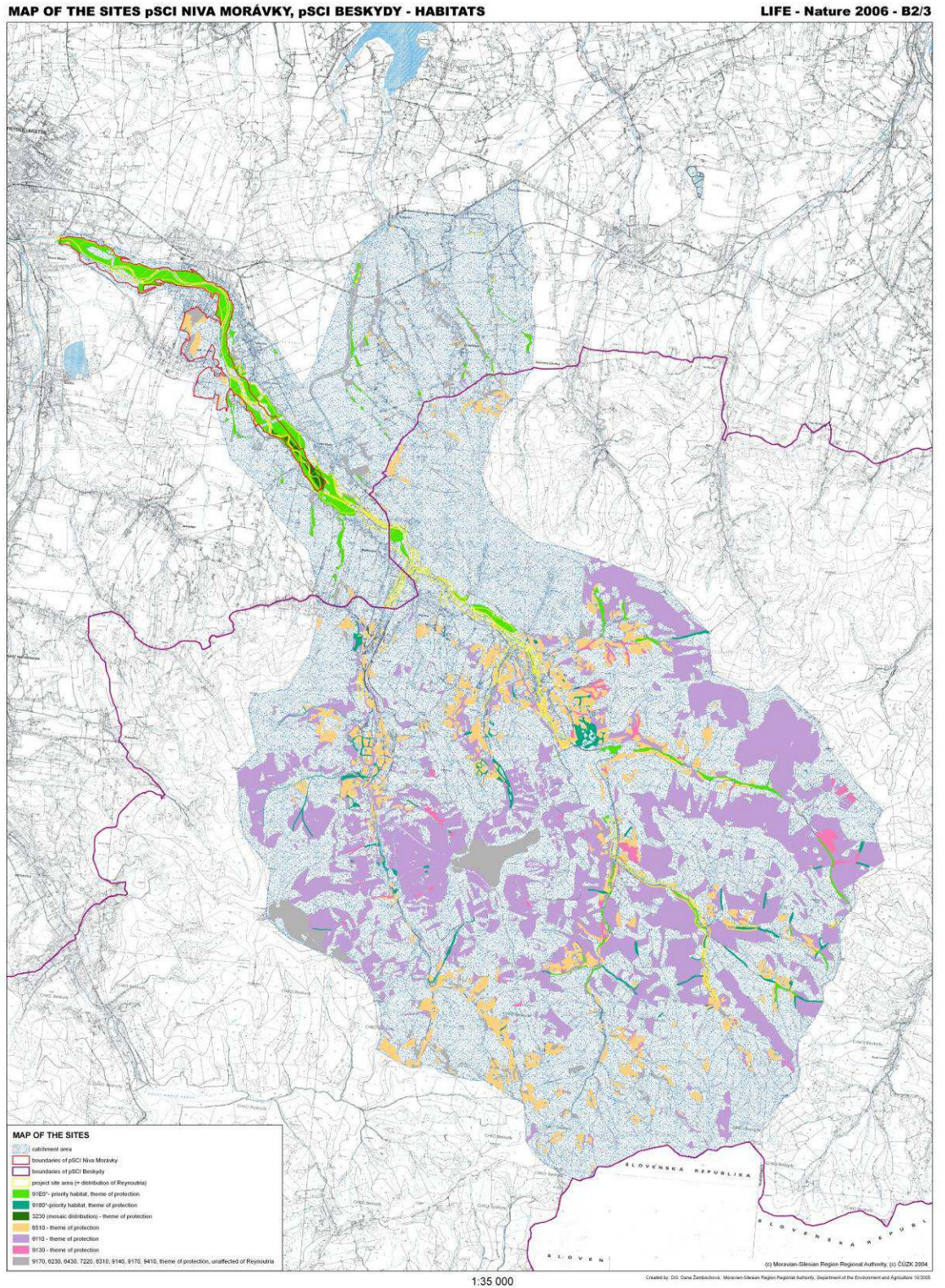
Příloha č. 4 Stálostní snímek bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*

9110	STÁLOSTNÍ TABULKA														
	2007					2008					2009				
ROK															
pořadové číslo	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
Pracovníé číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
celkový počet druhů	18	12	16			16	11	9			19	11	8		
E3 - počet druhů															
<i>Fagus sylvatica L.</i>	2	2	2	3	100	2	2	2	3	100	2	2	2	3	100
<i>Fraxinus excelsior L.</i>	-			1	33	-			1	33	-			1	33
<i>Quercus petraea Liebl.</i>		-	+	2	67		-	+	2	67		-	+	2	67
E2 - počet druhů					0					0					0
<i>Corylus avellana L.</i>	1			1	33	1			1	33	1			1	33
<i>Fagus sylvatica L.</i>	1			1	33	-			1	33	+			1	33
E1 - počet druhů					0					0					0
<i>Reynoutria sp.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	-		-	2	67
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	1	+	+	3	100	1	+	+	3	100	1	1	+	3	100
<i>Cnautia drymeia Heuffel</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Geranium robertianum L.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Euphorbia esula L.</i>	+		-	2	67	-		-	2	67	+		-	2	67
<i>Euphorbia amygdaloides L.</i>	+		-	2	67	-		-	2	67	-			1	33
<i>Oxalis acetosella L.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Asarum Europaeum L.</i>	1		1	2	67	+		1	2	67	+		1	2	67
<i>Lamium maculatum L.</i>	-	+	+	3	100	+	+	+	3	100	+	+	+	3	100
<i>Stachys sylvatica L.</i>	-		-	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Galium odoratum L.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Veratrum lobelianum Bernh.</i>	1		+	2	67	+		-	2	67					0
<i>Tussilago farfara L.</i>	1		1	2	67	1		1	2	67	1		1	2	67
<i>Fagus sylvatica L.</i>	1	+	+	3	100	1	+	+	3	100	+	+	-	3	100
<i>Athyrium filix-femina L.</i>		+		1	33		+		1	33		1		1	33
<i>Festuca pratensis Huds.</i>		+		1	33		1		1	33		+		1	33
<i>Luzula luzuloides Lam.</i>		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Sorbus aria Crantz.</i>		+	+	2	67			+	1	33			+	1	33
<i>Vaccinium uliginosum L.</i>		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Picea abies L.</i>		+		1	33		+		1	33		-		1	33
<i>Epilobium montanum</i>		+		1	33		-		1	33		-		1	33

Příloha č. 5 Zakreslení sledovaných ploch



Příloha č. 6 Mapa přírodních stanovišť v povodí Morávky



Příloha č. 7 Fotodokumentace

7.1 Smíšený jasano-olšový lužní les v roce 2007



7.2 Smíšený jasano-olšový lužní les v roce 2009



7.3 Alpínské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým – vlevo rok 2007, vpravo rok 2009



7.4 Extenzivní sečená louka v roce 2007



7.5 Extenzivní sečená louka v roce 2009



7.6 Bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*



7.7 Bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*



UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Lukáš Gabriel

**Sledování změn vegetace pod vlivem porostů
křídlatky (*Reynoutria sp.*).**

Diplomová práce

v oboru
Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: RNDr. Miroslav Zeidler, Ph.D.

Olomouc 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením RNDr. Miroslava Zeidlera, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 4. 5. 2012

.....
Bc. Lukáš Gabriel

ABSTRAKT

Gabriel, L.: Sledování změn vegetace pod vlivem porostů křídlatky (*Reynoutria sp.*).

Naše země v celosvětovém kontextu sice zdaleka nepatří mezi nejohroženější oblasti, ale i zde vliv invazních druhů na původní přírodu rychle roste. Nebezpečí invazí a expanzí je aktuální také na vnitrodruhové úrovni. Přísun geneticky cizorodého materiálu z jiných populací, byť stejného druhu, vede k narušení lokálních populací či ekotypů, k ochuzení genotypové variability a snížení ekologické plasticity druhu.

Jedněmi z nejrozšířenějších invazních druhů v České republice jsou rostliny z rodu *Reynoutria*. Těmito se zabývá i tato diplomová práce. Diplomová práce je zaměřena na vliv velkoplošné likvidace křídlatek herbicidy na okolní vegetaci, zejména pak na změnu druhové diverzity a početnosti druhů. Po dobu tří let byla sledována čtyři různá stanoviště v povodí řeky Morávky, od Frýdku – Místku po vodní nádrž Morávka, která byla výrazně zasažena těmito invazními rostlinami. Data byla získána fytoocenologickým snímkováním vybraných kontrolních ploch na čtyřech přírodních stanovištích, kterými byli lužní les, periodické náplavy řeky s židoviníkem německým, extenzivně sečené louky a acidofilní bučiny. Po vyhodnocení veškerých dat byla u všech sledovaných stanovišť pozorována snižující se druhová diverzita bylinného patra.

Klíčová slova: invazní rostliny, křídlatka, *Reynoutria*, fytoecologie, Morávka

ABSTRACT

Gabriel, L.: Vegetation changes assesment under impact of *Reynoutria sp.*

Our country does not belong to the group of the most danger areas in worldwide context, but the influence of the invasion plants on original nature increases very fast. Also the danger of invasions and expansions is actual on intraspecific level. Feed of genetically heterogenous material from other population, though the some species, leads to intrusion of local populations or oecotypes, to depletion of genotypic variability and decline of species ecological plasticity.

One of the most extensive species in the Czech Republic are plants from genus *Reynoutria*. My diploma work delas with this genus. The diploma work is focus on influence of *Reynoutria* large-area disposals by herbicides on surrounding vegetation, especially on the species diversity changes. Four different station in river-basin Morávka were observed for a period three years, from town Frýdek – Místek to water reservoir Morávka which was markedly affected these invasion plants. Data were obtained in phytocenological surfing selected control areas in four nature stations, which were flood- flain forest, periodically river alluviums with *Myricaria germanica*, extensively truncated meadows and acidophilic beechwoods. Diminishing species diversity of herb level was observed in all monitored stations after evaluation of all data.

Keywords: invasion plants, *Reynoutria*, phytosociology, Morávka

Poděkování

Na tomto místě bych chtěl poděkovat svému vedoucímu práce, RNDr. Miroslavovi Zeidlerovi, Ph.D., za odborné vedení při vypracování diplomové práce, za pomoc, cenné rady a připomínky.

V Olomouci, dne 4. 5. 2012

OBSAH

CÍL PRÁCE	14
1. ÚVOD	15
2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY	17
2.1 INVAZNÍ ROSTLINY	17
2.1.1 Vliv invaze křídlatek na původní společenstva	17
2.1.2 Původní a nepůvodní druh.....	18
2.1.3 Vymezení pojmu invazní rostliny	19
2.1.4 Znaky invazních rostlin.....	20
2.1.5 Strategie boje proti invazním rostlinám.....	21
2.1.6 Ekonomické důsledky.....	23
2.2 KŘÍDLATKY	25
2.2.1 Fytotoxické vlastnosti křídlatek	26
2.2.2 Druhy křídlatek na našem území.....	27
2.2.3 Způsoby rozmnožování a rozšiřování	29
2.2.4 Význam křídlatek	32
2.2.5 Škodlivost křídlatek.....	32
2.3 LIKVIDACE KŘÍDLATEK.....	33
2.3.1 Biologické metody.....	36
2.3.2 Mechanické metody	38
2.3.3 Chemické metody.....	39
3. MATERIÁL A METODIKA	40
3.1 FYTOCENOLOGICKÁ METODA	41
3.1.1 Velikost a tvar studijní plochy	41
3.2 SYNTÉZY FYTOCENOLOGICKÝCH DAT	42
3.3 SESTAVENÍ STÁLOSTNÍ TABULKY	42
3.4 ZPRACOVÁNÍ DAT V EXCELU	42
3.5 STATISTICKÁ ANALÝZA	43
3.6 SLEDOVANÉ LOKALITY	43
3.6.1 Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion</i> <i>incanae</i> , <i>Salicion albae</i>) (91E0)	44
3.6.2 Alpínské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým (<i>Myricaria germanica</i>) (3230)	44
3.6.3 Extenzivní sečené louky nížin až podhůří (<i>Arrhenatherion</i> , <i>Brachypodio-Centaureion</i> <i>nemoralis</i>) (6510).....	45
3.6.4 Bučiny asociace <i>Luzulo-Fagetum</i> (91I0)	45

4. VÝSLEDKY	46
4.1 PROCENTUÁLNÍ VYJÁDŘENÍ POČTU DRUHŮ V JEDNOTLIVÝCH LETECH	46
4.2 STATISTICKÁ ANALÝZA V PROGRAMU CANOCO	48
4.2.1 Stanoviště 91E0	48
4.2.2 Stanoviště 6510.....	52
4.2.3 Stanoviště 3230.....	54
4.2.4 Stanoviště 9110.....	56
5. DISKUSE	58
6. ZÁVĚR	62
7. LITERATURA	63
8. PŘÍLOHY	69

CÍL PRÁCE

Cílem teoretické části diplomové práce bylo přehledné shrnutí aktuálních poznatků o:

1. Vlivu invazních rostlin na okolní vegetaci se zaměřením na křídlatky (*Reynoutria sp.*), mechanismech působení, následcích.
2. Ekologii křídlatek.
3. Metodách likvidace invazních druhů rostlin.
4. Rozšíření křídlatek na našem území.

Praktická část byla zaměřena na:

1. Fytcenologické snímkování lokalit v povodí řeky Morávky (Moravskoslezský kraj).
2. Zhodnocení změn vegetace z hlediska počtu druhů.
3. Zhodnocení kvality habitatů a rizika poškození při velkoplošném odstraňování.

1. ÚVOD

Otázky řešené oborem invazní ekologie lze rozdělit do čtyř základních okruhů: (1) identifikace druhů, které mají předpoklady stát se invazními, a biologických vlastností, které zvyšují pravděpodobnost invazního chování druhů (tzv. invazivnost druhů); (2) studium náchylnosti různých společenstev, které podporují pronikání nepůvodních druhů (tzv. invazibilita společenstev); (3) stanovení důsledků invazí pro druhovou rozmanitost, ekonomiku a lidské zdraví; (4) vypracování metodik likvidace nepůvodních druhů, jejichž invaze mají negativní dopady (Mack, 2000; Rejmánek, 1996).

Invazní ekology vždy zajímala a dosud zajímá otázka, kolik je na světě potenciálně invazních druhů. V 90. letech minulého století formuloval Mark Williamson pravidlo, které odhaduje s jakou pravděpodobností druh přejde z jednoho stadia invazního procesu do dalšího. Podle něj v průměru 10 % importovaných druhů dosáhne stadia přechodného zavlečení, 10 % z přechodně zavlečených naturalizuje a 10 % z celkového počtu naturalizovaných druhů působí ekonomické škody v místě invaze. Ve skutečnosti se jedná v každém přechodu o statisticky odvozené rozmezí 5 – 20 % (Williamson, 1996). Důležité je si uvědomit, že úspěšné invazní druhy jsou jen zlomkem celkového počtu zavlečených druhů. Jde tedy o užitečné sjednocení, ke kterému je možno vztahovat reálná data. Je však třeba mít na paměti, že pravidlo desetiny je do značné míry artefaktem času od zavlečení, tedy jak dlouho jsou nepůvodní druhy v dotyčném území a kolik měli času na naturalizaci (Pyšek, 2008b).

Výše zmíněné hodnoty jsou do určité míry důsledkem toho, že v různých částech světa docházelo k hromadnému zavlečení rostlinných druhů přibližně ve stejnou dobu, rozvojem techniky. Doba zavlečení je koncept, který zavedl Rejmánek a kol. (Rejmánek, 1996). Mezi rozsahem rozšíření a hojností zavlečených druhů v určitém území a dobou, po kterou jsou tyto druhy v území přítomné, existuje průkazný vztah, který je patrný i u takové skupiny, jako jsou archeofyty. Tato skutečnost má závažné důsledky např. pro analýzy invazibility společenstev či vlastností invazních druhů – pokud je chceme srovnávat, musíme vzít v úvahu, že různé druhy měly různě dlouhou dobu na to, aby uspěly. Praktickým důsledkem rozdílného času od zavlečení jednotlivých druhů je, že počet naturalizovaných (a potažmo invazních) druhů bude v budoucnosti vzrůstat, i kdyby zavlečení najednou ustalo (Pyšek, 2008b).

Problematika zavlečených invazních druhů v naší přírodě, zejména pak křídlatek, je velmi diskutovanou záležitostí. Mechanizmy šíření a celá ekologie rodu *Reynoutria* je velmi dobře popsána a jejím negativním působením na své okolí se zabývá mnoho publikací, jednak na vědecké úrovni, ale tento problém je řešen i na méně erudované úrovni, s ohledem na zemědělce, pěstitele, včelaře a vůbec na veřejnost, která si všímá degradace přírodních stanovišť v naší přírodě.

V této práci bylo úkolem zaměřit se na problematiku průběhu velkoplošné likvidace porostů křídlatek a vysledovat, co se v průběhu intenzivního boje s těmito invazními rostlinami děje v jejich bezprostředním okolí, respektive zda dochází při tak velkém množství, ač cílené, distribuce herbicidu do přírody k úbytku druhů rostlin na jednotlivých sledovaných plochách.

Invazní druhy, nejen rostlin, ale také živočichů jsou velkým problémem současného světa. Příkladem neblahého působení zavlečených organismů ve světě je nespočet a následky jsou mnohdy fatální. Následné ekonomické náklady na nápravu takto vzniklých škod obrovské. Návrat poškozených prostředí alespoň do blízkosti přírodně blízkého stavu je velmi namáhavou, zdlouhavou a nákladnou činností, často s nejasným výsledkem.

2. SOUČASNÝ STAV ŘEŠENÉ PROBLEMATIKY

2.1 INVAZNÍ ROSTLINY

Introdukce nepůvodních druhů jsou spolu se změnami kvality stanovišť, změnou klimatu, vzrůstajícím využíváním přírodních zdrojů, nevhodným využíváním krajiny a znečištěním životního prostředí považovány za hlavní procesy, které výrazně negativně ovlivňují světovou biologickou rozmanitost. Důvodem stoupajícího zájmu o invazní druhy je jejich rychlé šíření a pronikání nejen do člověkem narušených stanovišť, ale i do přirozených biotopů. Od 60. let dvacátého století se jimi zabývá věda známá jako invazní ekologie (Rejmánek, 1996). Vedle začleňování druhů do porostů, dochází také v důsledku jejich šíření k narušení přirozené dynamiky systému, které často vede k vymizení řady původních druhů a na ně vázaných organismů. Příčinu expanzivního chování řady druhů je potřeba hledat v celkových změnách prostředí, především v eutrofizaci a acidifikaci krajiny, nevhodném obhospodařování, fragmentaci a narušování přirozené dynamiky přírodních ekosystémů.

2.1.1 Vliv invaze křídlatek na původní společenstva

Náchylnost společenstev k invazi křídlatek a vliv invaze na původní společenstva je jednou z hlavních otázek ochrany přírody. Jedna ze studií zabývajících se tímto tématem byla omezena na údolí řeky Jizery mezi Rokycnicí nad Jizerou a městem Semily (Bímová, 2004). Byly sledovány tři aspekty invaze: invazní úspěšnost jednotlivých taxonů, struktura a druhové složení společenstev ve studované oblasti a vliv invaze na druhové složení jednotlivých invadovaných společenstev. Bylo zjištěno, že křídlatky invadují společenstva s pravidelným režimem disturbance zejména vrchní vrstvy půdy, vlhčí a s vyšším obsahem živin. Tato skutečnost se potvrdila obsazováním říčních břehů křídlatkami, kde jsou břehové partie řek narušovány pravidelnými povodněmi, což je příležitostí křídlatek pro obsazení stanovišť. Nejméně invadována byla sukcesně pokročilejší společenstva (lesy) a společenstva s určitým pravidelným managementem, který omezuje růst křídlatek (louky a pole), např. pravidelné kosení. Vliv invaze na jednotlivá společenstva je značný, dochází k téměř úplné eliminaci ostatních druhů díky vysoké konkurenceschopnosti křídlatek. Na invadovaných

plochách se vedle křídlatek vyskytovaly pouze jarní geofyty, které jsou adaptovány na růst ve specifických podmínkách opadavých lesů (např. *Ficaria bubifera*), nebo nitrofilní a sciofilní druhy jako *Urtica dioica*, *Geranium robertianum* či *Aegopodium podagraria* (Pyšek, 2008b).

Hypotéza úniku před nepřáteli (Enemy Release Hypothesis) předpokládá, že invazní druhy mají úspěch také proto, že v nepůvodním areálu nemají nepřátele, kteří by tyto populace regulovaly v původním areálu. Toto vše přispívá k rychlé expanzi zavlečených druhů. Hypotéza byla například prokázána u některých evropských druhů rostlin zavlečených do Severní Ameriky, které ztratily většinu houbových patogenů a virů z původního areálu. Přestože zavlečené rostliny některé nové škůdce v nepůvodním areálu naopak získají, celkově se jejich zatížení patogeny a viry zmenšuje (Mitchell, 2003).

Hypotéza úniku před nepřáteli byla také sledována z pohledu dostupnosti zdrojů (Blumenthal, 2005). Úvaha vychází z faktu, že druhy rostoucí v prostředí bohatém na zdroje investují méně do obrany proti herbivorům a jsou tudíž pro herbivory atraktivnější. Jde o to, že v prostředí s dostatkem zdrojů se rostlinnému druhu nevyplatí investovat energii do tvorby například trnů nebo alkaloidů, které by je ochránily před býložravci, ale raději výtěžek investuje do překotného růstu biomasy. Proto v původním areálu přednostně přitahují herbivory více než druhy pocházející z prostředí na zdroje chudého. U druhů z prostředí bohatého na zdroj se podle této teorie úniku před nepřáteli projeví mnohem výrazněji, což jim poskytuje výhodu v kompetici s domácími kolonizátory invadovaných stanovišť (Blumenthal, 2005).

V poslední době se často probírají důsledky globálního oteplování pro invaze. Obecně je potvrzeno šíření teplomilných druhů do severnějších oblastí. Protože probíhající klimatické změny ovlivňují fyziologické procesy a růst rostlin, lze předpokládat, že budou mít vliv i na to, jaké invazní druhy budou v budoucnosti úspěšné. Přesvědčivým důkazem postupující invaze vyvolané oteplováním je šíření a postupná naturalizace asijské palmy *Trichycarpus fortunei* v tvrdolistých lesích jižního Švýcarska (Walther, 2007).

2.1.2 Původní a nepůvodní druh

V souvislosti s biologickými invazemi a především s různorodostí definic termínu invazní druh je vhodné nejdříve objasnit chápání pojmů původní a nepůvodní

druh. Základní definice používané v současnosti v odborné literatuře se řídí pravidly, která navrhl Richardson a kol (Richardson, 2000).

Za původní druh (autochtonní) je považovaný druh, který se v dané geografické oblasti vyskytoval přirozeně v minulosti, nezávisle na činnosti člověka. Nepůvodní druh (allochtonní, introdukovaný) je takový, který se na území vyskytl v důsledku lidské činnosti nebo se do něj dostal přirozenou cestou z území, ve kterém je nepůvodní. Za minulost se v obou definicích považuje období od konce doby ledové do počátku neolitu, tedy v Evropě období před více než 4000 lety př. n. l. (Pyšek, 2004b; Richardson, 2000). Zda je či není daný druh původní nebo nepůvodní závisí na odhadu délky jeho usídlení (Manchester, 2000). V konečném důsledku jde tedy pouze o to, jaká se zvolí míra původnosti nebo nepůvodnosti. V publikační praxi se však ke kritériu výskytu před neolitem v podstatě nepřihlíží. Pokud jsou v dané geografické oblasti k dispozici data od počátku vědeckého výzkumu, pak je druh považován za původní (Lodge, 2003).

Podle srovnávací studie třech regionů Česká republika, Velká Británie, Katalánie byla nejvíce invadována (1) společenstva ovlivňovaná disturbancemi způsobenými člověkem nebo mechanickými vlivy vodního proudu a vlnobití, toto lze sledovat na narušovaných březích našich řek (2) společenstva s dobrou dostupností živin a (3) společenstva vyskytující se v oblastech s větším výskytem diaspor nepůvodních druhů. Neofyty byly nejvíce zastoupeny na orné půdě, v ruderalní vegetaci a také na písčitéch a jiných sedimentech mořského pobřeží (Chytrý, 2008).

2.1.3 Vymezení pojmu invazní rostliny

Pojem biologická invaze, jako soubor procesů, které souvisí s objevením se invazního organismu a jeho vlivy na původní ekosystém, se skloňuje stále častěji. Obecně se daří říct, že chápání tohoto pojmu je do velké míry také velmi subjektivní. Použití termínu invazivní druh přechází od synonyma k přívlastku nepůvodní přes rozšířený nepůvodní druh až po nepůvodní druh s negativním vlivem na invadovaný ekosystém (Goodwin, 1999; Mack, 2000). Poslední jmenovaný přístup je u dnešních autorů nejčastější.

I když invazní druhy existovaly nepochybně ještě před rokem 1500, pozornosti se jim dostává až v posledních přibližně padesáti letech. První odborná studie věnující

se tomuto tématu pochází až z roku 1958 (Pyšek, 2007), i když lze nalézt zmínky již v Darwinových studiích téměř o sto let starších (Pyšek, 2001a).

Jako invazní je označován druh v daném území nepůvodní, zavlečený lidskou činností, který se po zdomácnění šíří. Z celkového počtu zavlečených druhů asi 10 % zplaní, 2 % se naturalizují, vytvoří stabilní populace schopné se samostatně množit bez přísunu dalších diaspor, a 1 % úspěšně proniká do přirozené vegetace (Richardson, 2010).

Míra vlivu závisí na dynamice invaze a roste spolu s velikostí areálu a počtem invadovaných stanovišť (Pergl, 2008). To je příklad mnoha druhů introdukovaných pro okrasu. Zpočátku se vyskytují pouze v zahradách a problematickými se obvykle stávají v okamžiku, kdy jsou schopny přežít mimo kulturu a šíří se do okolí. Čas je důležitý nejen z pohledu samotných změn v míře vlivu a průběhu invaze. Pokud nepůvodní druh ovlivňuje pouze určitá stádia dlouhověkých organismů, může rozpoznání účinku trvat velmi dlouhou dobu.

Invazní nepůvodní druhy jsou považovány za jednu z primárních příčin snižování druhové diverzity. Očekává se, že vliv zavlečených druhů na globální diverzitu překoná v krátkém čase vliv fragmentace a destrukce přirozených habitatů. Biologická invaze je pro původní druhovou pestrost větší hrozba než znečištění a intenzivní hospodaření (Levin, 2003). Fenomén biologických invazí kromě svých nesporných negativních aspektů, nabízí z vědeckého hlediska i určitá pozitiva. Postup invazního organismu umožňuje výzkum některých ekologických procesů v jejich zrychlené formě a představuje tak zajímavý objekt studia (Sakai, 2001). Studium biologických invazí se zaměřuje na biologii invazních druhů, jejich důležité znaky, na znaky ekosystémů, umožňující invazi a chránící před invazí, na zákonitosti invazního procesu, na dopady způsobené biologickými invazemi a jak tyto vědomosti extrapolovat do managementu životního prostředí (Pyšek, 2008c).

2.1.4 Znaky invazních rostlin

Všechny druhy nepůvodních rostlin, zavlečených do naší republiky činností člověka, se staly na mnohých stanovištích značně problémovým faktorem, neboť často ztěžují normální způsoby hospodaření, potlačují domácí rostlinné druhy a náklady využití na jejich likvidaci jsou značně vysoké (Černý, 1998).

Společné znaky invazních rostlin (Pyšek, 2001a):

- obrovská vitalita
- velmi dobře odolávají stresům
- vytvářejí velké množství semen, případně se mohou rychle množit vegetativním způsobem
- jsou vybaveny celkovou schopností přizpůsobit se změněným životním podmínkám
- mají schopnost růst i na odlišných typech stanovišť, než je tomu v místech jejich přirozeného výskytu
- některé z nich svou vysokou agresivitou dokážou změnit původní zastoupení druhů rostlin a tato společenstva nahradit zcela novým typem vegetace

Různé druhy jsou úspěšné díky určitým kombinacím výše uvedených vlastností. O konečném důsledku rozhodují také faktory jako například klimatická podobnost mezi oblastí původního výskytu a druhotným areálem, dále absence přirozených škůdců, a také to, že se druh vyváže z ekologických vazeb, jež v místě jeho původního rozšíření redukují velikost jeho populace (Pyšek, 2001a). Řada rostlin ve svém původním areálu nedosahuje tak statného vzrůstu jako ve zdomácněném areálu. Úspěšné invazní druhy, které jsou schopny se zapojit a postupně ovládnout rostlinná společenstva naší vegetace, jsou konkurenčně silné, dlouhověké rostliny, často se schopností účinného vegetativního rozmnožování. Invazní rostliny pronikající především na narušovaná stanoviště jsou naopak druhy krátkověké, méně náročné na půdní vlhkost a produkující velké množství semen (Pyšek, 2001b).

2.1.5 Strategie boje proti invazním rostlinám

Rostlinné invaze jsou aktuálním tématem v celosvětovém měřítku. Problematikou biologických invazí se zabývá mnoho projektů. Jeden z prvních vědců, kteří se zabývali touto problematikou, byl britský zoolog a ekolog Charles Elton (Richardson, 2008). Ten v roce 1958 položil základy oboru invazní ekologie knihou nesoucí název „Ekologie invazí živočichů a rostlin“ (v originále „The Ecology of Invasions by Animals and Plants“).

Od roku 1969 probíhá mezinárodní vědecký program Výboru SCOPE (*Scientific Committee On Problems of the Environment*). Výsledkem takto globálně pojaté

spolupráce bylo shromáždění velkého množství informací o invazních druzích, obor si vybudoval teoretickou základnu, na které dnes může stavět, a podařilo se problematiku zprostředkovat veřejnosti (Pyšek, 2004a). V roce 1982 na tento projekt navázal program Ekologie biologických invazí (*Ecology of Biological Invasions*) a od roku 1997 běží Světový program invazních druhů (*Global Invasive Species Programme - GISP*).

Mezinárodních dohod, jež se dají interpretovat ve smyslu omezování invazních druhů je celá řada – namátkou jmenujme např. Úmluvu o ochraně evropské flóry a fauny a přírodních stanovišť (Bern 1999), směrnici komise EU o ochraně přírodních stanovišť a divoké fauny a flóry z roku 1992, či Mezinárodní úmluvu o ochraně rostlin, přijatou roku 1951 v Římě a od té doby několikrát doplněno. A nové nástroje stále vznikají jako např. v říjnu 2000 zformulovaná Dohoda o evropské krajině.

Strategii „boje“ proti invazním rostlinám lze rozdělit do několika okruhů:

1. vytvoření povědomí veřejnosti o invazních druzích a možných důsledcích invaze,
2. legislativa,
3. zamezení introdukcím,
4. získání informací o invazním druhu,
5. získání informací o kontrole.

Jedním ze současných projektů, který probíhal v letech 2004 – 2008 byl tzv. ALARM (*Assessing Large scale environmental Risks for biodiversity with tested Methods*). ALARM je projekt 6. rámcového programu EU, jehož cílem bylo stanovit velkoplošná environmentální rizika, navrhnout a testovat metody, jejichž pomocí budou tato rizika hodnocena, a pomoci tak ke snížení negativního přímého a nepřímého vlivu lidské činnosti (ALARM, 2011).

Dalším výrazným projektem je program DAISIE (*Delivering Alien Species Inventories for Europe*), probíhající v letech 2005 – 2008, jehož cílem bylo vytvořit katalog všech evropských invazních suchozemských, sladkovodních a mořských druhů rostlin a živočichů a jejich první evropskou databázi (DAISIE, 2011; Pyšek, 2008a).

Neméně významným projektem je také současný PRATIQUE (*Enhancements of pest risk analysis techniques*), probíhající v letech 2009 až 2011. Jedná se vlastně o reakci na obrovský nárůst rozsahu výměny rostlinného materiálu mezi zeměmi. Cílem je zdokonalit hodnocení rizik introdukce karanténních škůdců, plevelů a patogenů a současně co nejméně komplikovat volný obchod (PRATIQUE, 2011).

Klíčovým předpokladem úspěchu je informovanost veřejnosti. Je třeba srozumitelně vysvětlit rozdíl mezi původními a introdukovanými rostlinami a zejména ekonomické důsledky invazí. Dobrá informovanost a pochopení u veřejnosti může přispět k omezení sortimentu introdukovaných rostlin, používaným např. v zahradní a parkové architektuře, při zalesňování a rekultivacích (Pyšek, 2001b).

Podpora veřejnosti může následně usnadnit zavádění vhodných legislativních opatření. Problém v řadě zemí je totiž v tom, že legislativní nástroje existují, ale příliš důsledně se nedodržují. Na seznamy nebezpečných druhů, jejichž introdukce do dotyčné země je nežádoucí, se totiž rostlina dostává zpravidla až po té, co už stačila nějaké škody napáchat. Mnohem účinnější strategie je zakázat dovoz všech nepůvodních rostlin a vytvořit seznam takových výjimek, které žádné nebezpečí nepředstavují. Velké potíže samozřejmě představuje distribuce semen, která se kontroluje jen velmi obtížně. Mnohé firmy čas od času přidávají semena v dárkovém balení ke svým produktům jakožto pozornost zákazníkům a šíří tak potenciálně nebezpečné invazní druhy po celém světě (Pyšek, 2001b).

Cílené zavádění nových druhů pro ekonomické účely (zemědělstvím, lesnictvím aj.), zejména do rozvojových zemí musí podléhat přesně určeným pravidlům. Takové druhy je nutné nejprve dlouhodobě testovat v nových podmínkách a získat jistotu, že se nevymknou z rukou. Po sérii vědecky řízených pokusů musí následovat nejprve pokusné zavádění do přírodovědecky méně hodnotných území a až po té je možné přistoupit ke komerčnímu pěstování.

2.1.6 Ekonomické důsledky

Náklady na pokrytí hospodářských škod, které způsobí invazními druhy rostlin a živočichů v zemích EU, a náklady na kontrolní opatření jsou podle odhadů Evropské komise minimálně 12,5 miliard eur ročně, toto uvádí Institut for european environmental policy ve své závěrečné zprávě ze září 2009 (Shine, 2009).

Zlínský a Moravskoslezský kraj má největší potíže s nekontrolovatelným šířením křídlatky japonské. Pozornost také věnuje slunečnici topinamburu nebo javoru jasanolistému. V Národním parku Podyjí jsou největší problémy s netýkavkou žláznatou, roční náklady se pohybují mezi 15 – 40 tisíci korunami. Z původně plošného výskytu podél celého toku Dyje v národním parku se podařilo netýkavku 'zahnat' do několika izolovaných ohnisek (Singr, 2011).

Naše země v celosvětovém kontextu sice zdaleka nepatří mezi neohroženější oblasti, ale i zde vliv invazních druhů na původní přírodu rychle roste. Fragmentovaná, hustě obydlená a trvale narušovaná mozaika polí, luk, lesů, komunikací a lidských sídel jim nabízí nepřehledné množství vhodných stanovišť. K jejich šíření přispívá také silná eutrofizace krajiny způsobená zejména intenzivním zemědělstvím a depozicemi dusíku z průmyslových exhalací a živočišné výroby.

Asi polovina v přírodě spontánně rostoucích invazních druhů pochází ze záměrných introdukcí. Pěstování a úmyslné zavádění druhů cizího původu do kultury má u nás dávnou tradici. Pěstují se ve velkém množství, jsou všudypřítomné a představují potenciální zdroje invazí do krajiny. Ušetřena před invazemi nejsou ani naše chráněná území. Díky své nepatrné rozloze sousedí většina z nich přímo s narušovanou krajinou, a je tudíž dobře dosažitelná diasporami nepůvodních druhů z blízkého okolí. Pro názornost: ve vybraném reprezentativním vzorku 300 rezervací tvořily zavlečené druhy přes 15 % zaznamenaných taxonů (Pyšek, 2001b).

Ve větších chráněných územích je pak vyvíjen velký tlak na jejich komerční využití, jež s sebou nese zvýšenou návštěvnost a dopravní ruch. Přitom bylo opakovaně prokázáno, že počtem návštěvníků a zasažením rezervace invazními druhy je velmi úzká souvislost.

Z mnoha set druhů zavlečených do naší flóry od počátku neolitu až po dnešek se jich jen několik projevuje způsobem urgentně vyžadujícím pozornost, zatímco ostatní představují potenciální nebezpečí. Problematické jsou zejména druhy, které buď již pronikají do polopřirozených společenstev, nebo charakter jejich výskytu napovídá, že k tomu může dříve či později dojít. Těch několik nebezpečných invazních druhů má však již dnes alarmující vliv na druhovou diverzitu a charakter vegetace.

Invaze se u nás neomezují zdaleka jen na ruderalní stanoviště či břehy vodotečí, ale zasahují různé typy ekosystémů, od lučních až po les, a v řadě případů udávají ráz celé krajiny. Bolševník velkolepý se v severozápadních Čechách zapojuje do pestré škály biotopů od lesních okrajů a vlhkých luk až po intravilány vesnic. Borovice vejmutovka mění charakter krajiny v oblasti Labských pískovců, a trnovník akát je dnes charakteristickou dřevinou rozšířenou ve všech teplejších územích. Křídlatky, zlatobýly, či netýkavka žláznatá působí problémy podél řek.

Zodpovědné orgány státní správy bohužel donedávna nevěnovaly této problematice žádoucí pozornost a ani dnes není v tomto ohledu důvod k přílišné spokojenosti. Popularizace některých „oblíbených“ invazních druhů (především

bolševníku) ekologickými iniciativami a v médiích sice přinesla poslední dobou určité zlepšení, ale hlubší povědomí o tom, jak závažný problém invaze představují, stále chybí. Znepokojující je však především to, že s výjimkou bolševníku, akátu a křídlatek nejsou přijímána potřebná, dostatečně účinná opatření, jež by zamezila šíření dalších cizích druhů v citlivých územích. Některé z nich jsou i v takových oblastech nadále šířeny (výsadby borovice vejmutovky, dubu červeného nebo douglasky tisolisté v pískovcových skalních městech. V Teplických stěnách například došlo ke kácení klimaxových dřevin a ponechání vejmutovky ve výstavních (Pyšek, 2001a).

Řadě nových druhů rostlin otevřelo cestu do alpského stupně Krkonošského národního parku sypání vápenců na přístupové cesty. Vlivem kyselých srážek a rozpuštěného vápence došlo k eutrofizaci v řadě přísně chráněných rezervací v první zóně národního parku. Nemálo oligotrofních ekosystémů se přeměnilo ve vysokostébelné nivy s vysokým zastoupením alpínských druhů náročných na živiny (např. kýchavice Lobelova) či druhů zavlečených z nížin, jako je kopřiva dvoudomá, pcháč oset či podběl lékařský. Dosud přijatá opatření se však týkají pouze kosení a nikoli odstranění příčin – k rozplavování vápence dochází i nadále.

Závažné a dosud nedoceněné riziko představuje genetické narušení původních populací rostlin. Mezidruhovou hybridizací jsou však silně narušeny i populace řady planých příbuzných ovocných dřevin. Nebezpečí invazí a expanzí je aktuální také na vnitrodruhové úrovni. Přísun geneticky cizorodého materiálu z jiných populací byť stejného druhu vede k narušení lokálních populací či ekotypů, k ochuzení genotypové variability a snížení ekologické plasticity druhu (Pyšek, 2001b).

2.2 KŘÍDLATKY

Na území České republiky se nejčastěji vyskytují křídlatka japonská, sachalinská a jejich kříženci. Oblastí původního rozšíření je Japonsko, Korea, Taiwan, Čína, Sachalin. Do Evropy a na naše území byly křídlatky rozšířeny v minulém století. Průběh invaze křídlatek je podobný jako u bolševníku velkolepého a netýkavky žláznaté. Poté, co byly v 19. století přivezeny do Evropy, se po nějaké době objevily první zplanělé rostliny. Dlouhá desetiletí se jednalo o velmi vzácné výskyty. Křídlatka japonská byla dovezena již v roce 1825 a křídlatka sachalinská v roce 1869. Původně byly pěstovány pouze v zahradách a parcích pro dekorativní vzhled listů a květů, jako medonosné a krmné rostliny (Gerža, 2005). Teprve až v druhé polovině 20. století se začaly velkou

rychlostí rozšiřovat. Postupně se rozšířily na břehy vodních toků, okraje komunikací, železniční násypy, skládky, rumiště a opuštěné plochy. Nový výskyt křídlatky je v poslední době často spojen s terénními pracemi a úpravami souvisejícími s navázkou půdy z místa předchozího výskytu křídlatky (Hrušková, 1997).

Porosty křídlatek zcela potlačují původní rostlinná společenstva zastíněním a prorůstáním půdy pomocí hustého oddenkového a kořenového systému. Domácí vegetaci nahrazují zejména podél vodních toků. Také porosty neudržovaných ruderálních stanovišť představují zdroj jejich dalšího šíření (Pyšek, 2001b). O počátku invaze můžeme u křídlatek mluvit od 30. až 50. let tohoto století, kdy byly zaznamenány na několika málo místech (Pyšek, 2001b). Dnes již křídlatky na mnoha místech vytvářejí rozsáhlé souvislé porosty a na podkladě zjištěné situace dochází k zahájení celostátně koordinované likvidace porostů křídlatky a k zařazení do kategorie karanténních plevelů (Gerža, 2005).

2.2.1 Fytotoxické vlastnosti křídlatek

Taxony rodu *Fallopia* jsou v současné době intenzivně studovány především z hlediska své invazivnosti. Studium obsahových látek je zaměřeno hlavně na podzemní části *F. japonica* (Inoue, 1992). Nadzemní části jsou zkoumány méně, pozornost je zaměřena na *F. sachalinensis*. Je známo, že vodné extrakty z listů tohoto druhu mají fungicidní vlastnosti (Daayf, 2000; Konstatinidou - Doltsins, 1998). Výsledky práce publikované Šerou a kol. ukázaly, že se extrakty z různých druhů křídlatek lišily svojí inhibiční účinností na klíčení semen a růst kořínků a hypokotylu hořčice bílé (Šerá, 2008). Semena na testované látky reagovala buďto nevyklíčením, nebo malými přírůstky. Nejtoxičtější byly vodné a methanolové extrakty a to především v kombinaci s *F. sachalinensis*. Extrakt voda × *F. sachalinensis* vysoce inhiboval nejen klíčení testovaných semen, ale také jejich časný růst. Extrakty vyrobené extrakcí v dichlormethanu se jevily jako neúčinné. Podle výsledků testů se zdá, že stresovaná klíčící semena spíše „obětují“ růst a vývoj hypokotylu než kořínku.

Toxicitu extraktů z listu křídlatek testovali Šerá a kol. již dříve na hmyzu, na relativní rychlosti růstu housenek *Spodaptera littoralis* (Pavela, 2006). V pokusu byly methanolové extrakty z křídlatek vysušeny a přidány do potravy housenek (1% podíl). Všechny tři taxony křídlatek měly negativní vliv na jejich růst, přičemž extrakt z *F. sachalinensis* vykazoval největší toxicitu. Na rostlinném i hmyzím materiálu bylo

tedy prokázáno, že listy *F. sachalinensis* jsou nejvíce toxické. Toxicita tohoto druhu je pravděpodobně způsobena vyšším množstvím biologicky aktivních látek v porovnání s listy *F. japonica* a *F. × bohemica*.

Inoue a kol. (Inoue, 1992) zjistili, že extrakty získané 80% acetonem z podzemních částí *F. sachalinensis* ovlivňují růst hypokotylů a kořínků u semen rostlin *Lactuca sp.*, *Amaranthus viridis*, *Phleum pratense*. Fytotoxickou aktivitu připisují antrachinonům, nacházejících se v podzemních částech křídlatek, které v testech inhibovaly růst. V pokusech Šerá a kol. (Šerá, 2008) byl velký inhibiční vliv prokázán nejen u vodních extraktů z listů, ale také u vodních extraktů z podzemních částí křídlatek, přičemž extrakty z listů vykazovaly větší toxicitu. Vzhledem k tomu, že ve vodních extraktech je antrachinonů minimálně, uvažuje se, že za alelopatické vlastnosti je odpovědná celá řada dalších látek. Dichlormethanové extrakty z listů klíčení a růst kořínku a hypokotylu hořčice bílé prakticky neovlivňovaly. Synergické působení faktorů čínidlo × druh mělo nezanedbatelný význam.

Z výše zmíněného vyplývá, že v testech toxicity záleží nejen na typu a na způsobu extrakce, ale také na výběru testovaných semen. Toxicita extraktů z listu křídlatek byla prokázána laboratorním pokusem na standardním druhu semen, ale v přírodě jsou podmínky působení rostlin složitější. Především je nutné zohlednit vliv půdy a procesů probíhajících v půdě. Některé inhibitory růstu mohou být v půdě inaktivovány adsorpcí na půdní koloidy (Mácholová, 2003).

2.2.2 Druhy křídlatek na našem území

V České republice se vyskytují tři druhy křídlatek. Patří mezi ně křídlatka japonská (*Reynoutria japonica* Houtt. var. *Japonica*), sachalinská (*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai) a jejich kříženec popsáný v ČR jako křídlatka česká (*Reynoutria × bohemica* Chrtek et Chrtková). V zahradnictví lze také koupit i křídlatku Aubertovu – *Fallopia aubertii*.

Třída: dvouděložné (*Magnoliopsida*)

Řád: rdesnotvaré (*Polygonales*)

Čeleď: rdesnovité (*Polygonaceae*)

2.2.2.1 Základní charakteristika

Křídlatky patří mezi vytrvalé dvoudomé rostliny s bohatě rozvětvenými, silnými a dlouhými oddenky, často dřevnatějícími. Jejich vzrůst je tak řadí k jedněm z nejvyšších vytrvalých bylin v Evropě (Hrondová, 1997).

Oddenky **křídlatky japonské** mají průměr 5 – 80 mm a dosahují do vzdálenosti 15 až 20 metrů od mateřské rostliny. Lodyhy jsou přímé, křehké a duté, červeně skvrnité, v horní části větvené. Výška lodyhy činí v průměru 1,0 – 2,5 m, někdy i více. Listy jsou řapíkaté, celokrajné a dvouřadě rozložené. Tvar listu čepele je vejčitý, 50 až 150 mm dlouhý, 40 až 100 mm široký, na vrcholu je zúžen v úzkou dlouhou špičku, na bázi je čepel kolmo uťatá až zaokrouhlená, barvi je zelené až světle zelené. Květenství je tvořeno latou mnohokvětých lichoklasů, 30 – 120 mm dlouhou (Pyšek, 2001b). Jednotlivé květy jsou bílé a malé. Květy jsou funkčně jednopohlavné, v samčích květech se nacházejí dlouhé tyčinky a krátké pestíky, v samičích květech jsou krátké tyčinky a dlouhé pestíky. Plod tvoří trojhranná nažka, dlouhá 2,5 – 4,0 mm, barvy černé až černohnědé. Lodyhy vyrůstají ze silných a pevných oddenků, které se shlukují. U starších rostlin, dobře vyvinutých, se vytvářejí dřevnaté báze, které mohou vyčnívat nad povrch půdy; ty přecházejí ve střední válcovité kořeny. Vytrvalé pupeny se tvoří na dřevnatých bázích a dřevnatých oddencích v období mezi podzimem a zimou, na jaře vyrážejí v nové výhony. Prodlužování výhonů, které je rychlé, probíhá až na jaře a je odvislé od počasí. Nejčastěji se uskutečňuje v našich podmínkách od druhé poloviny dubna do poloviny června, kdy také výhony dosahují maximální výšky. Na zastíněných místech je však prodlužování výhonů omezeno do poloviny května, což ovlivňuje výšku rostlin. Rostlina vytváří květy koncem srpna a během září, v letech s příznivým počasím i v říjnu. Během zimního období se výhony a listy na stanovištích pomalu rozkládají, některé z nich zůstávají vzpřímené až do příští vegetační periody a vytvářejí ochranné krycí prostředí pro nové výhony na jaře. Podobně jako u bolševníku je velikost rostliny včetně jejích částí určována charakterem stanoviště (Černý, 1998).

Křídlatka sachalinská má mnoho společných znaků s předcházejícím druhem. Má však vyšší lodyhu, průměrná výška činí 1,5 – 4,0 m. Lodyhy jsou přímé, v horní části větvené. Jsou oblé poměrně křehké a duté. Listová čepel má podlouhlá vejčitý tvar, její délka je 100 – 350 mm, šířka 100 – 200 mm, v horní části je čepel zašpičatělá, v dolní části srdčitá. Nemá výraznou žilnatinu, je lysá. Květenství je tvořeno hustými

lichoklasy 20 – 40 mm dlouhými, květy jsou malé, zelenobílé barvy. Plod je tvořen trojhrannou nažkou, lesklou, tmavohnědé barvy (Mandák, 1997).

Křídlatka česká, kříženec křídlatky japonské a křídlatky sachalinské, se podobně jako předchozí druhy vyskytuje podél vodních toků, komunikací a v blízkosti lidských sídel (Mandák, 1997). Tvar i velikost listů se pohybuje mezi parametry rodičů. Pro určení druhu jsou tak rozhodující chlupy na rubu listu, které jsou roztroušeně chlupaté, kratší a se ztloustlou bází (Pyšek, 2001b). Květy převažují jednopohlavní, pětičetné a uspořádané v latách, složených z lichoklasů, které jsou bělavé až narůžovělé. Kvetou od začátku července do října. Opálení je zajištěno větrem a hmyzem, ten je vábený na velké množství produkovaného nektaru. Plodem je lesklá, černá, trojhranná nažka (Pyšek, 2001b). V České republice však dochází k šíření převážně vegetativní cestou a to regenerací z úlomků oddenků i lodyh (Mandák, 2004).

2.2.3 Způsoby rozmnožování a rozšiřování

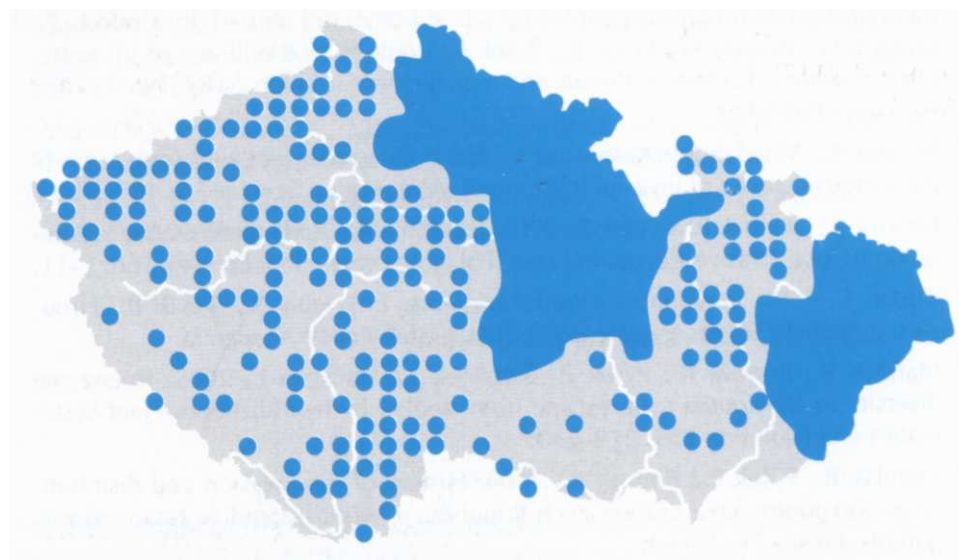
Křídlatky jsou svým výskytem vázané na ruderalní stanoviště, často se nachází na skládkách, rumištích, opuštěných plochách a lidských sídlištích. Nejčastěji však rostou podél vodních toků, silnic a cest (Mandák, 2004). Vyskytují se jak na živinami chudých, vysychavých substrátech, tak i na úrodných půdách aluvií řek a potoků. Nalézt je můžeme také na značně znečištěných synantropních substrátech (Pyšek, 2001b). Také na území CHKO Orlické hory se křídlatky vyskytují při okrajích silnic (Vaníčková, 2006), ale mohou být také v lesním porostu v povodí Divoké Orlice (Janžová, 2008).

2.2.3.1 Křídlatka japonská

Křídlatka japonská vytváří oddenkový systém a přezimuje pupeny pod povrchem půdy. V našich podmínkách se rozšiřuje hlavně vegetativně především transportem odlomených oddenků. Bezvýznamné není šíření oddenků vodou. V příznivých podmínkách jsou oddělené stonky schopny během několika dnů vytvářet adventivní kořeny a nové výhonky. V České republice vytváří křídlatka japonská málo plodů. Nažky se šíří buď vodou, nebo větrem.

Křídlatka japonská je původní v Japonsku, na Tchaj-wanu, v Severní Číně a Koreji. V současnosti se vyskytuje ve většině evropských zemí. Dále se rozšířila do Severní Ameriky a na Nový Zéland (Mandák, 1997).

V ČR se tato zavlečená rostlina vyskytuje od nížin až do výšky cca 600 – 700 m nad mořem (obr. 1, cit.(Mlíkovský, 2006)). Dobře roste na rekultivovaných plochách, dále na půdách písčitohlinitých až po oblázkový štěrk, vyplavené minerální půdy a rašeliny. Značná výhoda pro křídlatku japonskou je, že je schopna růst na půdách kontaminovaných těžkými kovy, případně i na lokalitách vystavených působení vysoké koncentrace SO₂ (Mandák, 2006).



Obr. 1. Výskyt křídlatky japonské na území ČR (Mlíkovský, 2006)

Rostliny jsou v průběhu vegetace citlivé na jarní nebo časně podzimní mrazy a na letní sucho. Na některých lokalitách mohou být poškozovány i větrem. Jednotlivé typy lokalit rozšíření křídlatky japonské v ČR (Mandák, 2004):

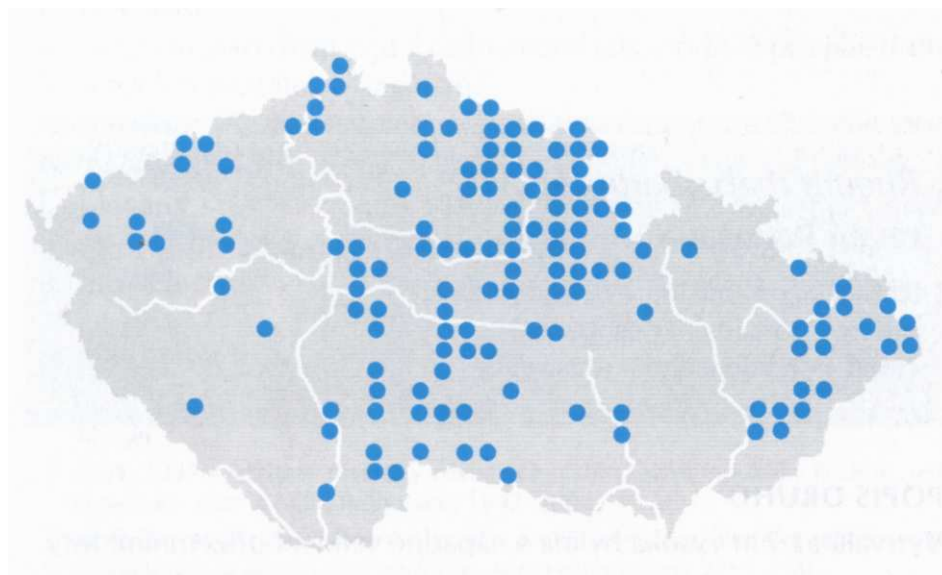
- v místech osídlení 40,8 %
- v blízkosti řek 27,2 %
- podél silnic a železnic 16,9 %
- v parcích 5,9 %
- na březích rybníků 3,2 %

2.2.3.2 Křídlatka sachalinská

Způsoby rozmnožování a rozšiřování křídlatky sachalinské jsou velmi podobné jako u druhu křídlatka japonská. Většinou převládá způsob rozšiřování pomocí oddenkových výhonů, a to na svěžích až vlhkých půdách. V našich podmínkách nasazuje málo plodů, které se rozšiřují větrem nebo vodou.

Její původní vlastí je Jižní Sachalin a Severní Japonsko. V těchto oblastech osidluje kraje lesů, lavinových drah a pobřežních útesů, kde vytváří mohutné porost (Černý, 1998). Do Evropy byla rostlina introdukována v druhé polovině 19. století (Bailey, 2000). V některých zemích byla používána jako krmivo pro dobytek a lesní zvěř. V České republice se uvádí první výskyt z roku 1869 (Pyšek, 1994). V současné době jde o druh roztroušeně zplaněný od nížin do podhorského stupně, který však proniká i do vyšších poloh daleko více než předchozí druh (Mandák, 1997). Vyskytuje se roztroušeně na celém území ČR (obr. 2) vyjma příhraničních hor (Mlíkovský, 2006).

Vyskytuje se v Poohří, východních Čechách, Hrubém Jeseníku, Mladé Boleslavi, v okolí Děčína, Jizerských horách, Broumovsku a v podhůří Beskyd (Višňák, 1997).



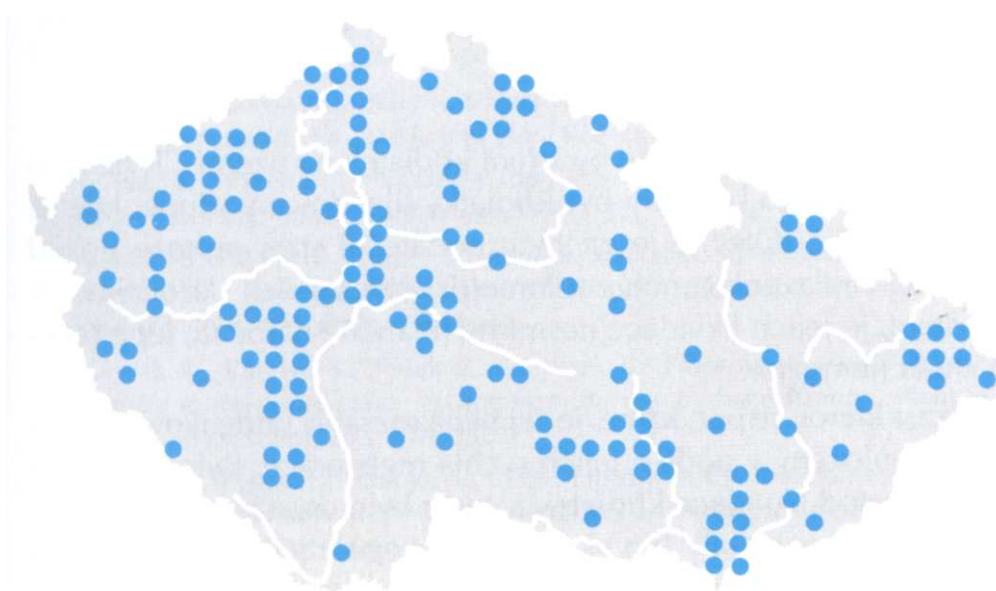
Obr. 2. Výskyt křídlatky sachalinské na území ČR (Mlíkovský, 2006)

2.2.3.3 Křídlatka česká

Způsoby rozmnožování a rozšiřování křídlatky české jsou velmi podobné jako u předchozích druhů křídlatek. Většinou převládá způsob rozšiřování pomocí oddenkových výhonů, a to na svěžích až vlhkých půdách. V našich podmínkách nasazuje málo plodů, které se rozšiřují větrem nebo vodou.

Křídlatka česká byla popsána poměrně nedávno a dříve byla často mylně určována jako sachalinská. Přítomnost křídlatky české byla popsána v České republice v roce 1983, kdy byla objevena nedaleko Náchoda. Areál jejího rozšíření je však daleko větší než jen naše území – nalezneme ji např. v Evropě, v Severní Americe a Asii. Její

výskyt je pravděpodobnější tam, kde se vyskytují oba rodiče (Mandák, 2004), avšak poslední zjištění ukazují, že se může nacházet i na jiných místech, kde byla zavlečena jako okrasná rostlina (obr. 3, cit. (Mlíkovský, 2006)).



Obr. 3. Výskyt křídlatky české na území ČR (Mlíkovský, 2006)

2.2.4 Význam křídlatek

V minulém století byla tato rostlina často rozšiřována a zaváděna s dekorativních důvodů do zahrad a parků. Dříve byla také vysazována na okrajích lesů jako krmná plodina pro vysokou zvěř. V současnosti se konají s touto rostlinou pokusy produkce biomasy pro energetické účely. V některých státech se uplatňuje při zpevňování písku. V zemích původního rozšíření se úspěšně využívají oddenky pro léčebné účely. Pro vysokou výnosnost se dělají pokusy s jejím využitím pro krmné účely pro hospodářská zvířata. Další možností je její využití jako prostředku k prevenci houbových chorob (Huleš, 2011).

2.2.5 Škodlivost křídlatek

Problém křídlatky se skrývá v tom, že mění složení rostlinných druhů v oblastech svého výskytu, vytlačuje původní druhy a to především díky své značné

konkurenční zdatnosti. Dochází postupně k přeměně původních rostlinných společenstev v druhově chudá společenstva s převahou křídlatky.

Křídlatka česká je nejagresivnější ze všech křídlatek. Zdědila po svých rodičích ty nejhorší, resp. pro křídlatku nejlepší vlastnosti. Dokonce na stanovištích, kde se vyskytují i rodiče, je pomalu vytlačuje. Kumulativní počet lokalit křížence narůstá ve srovnání s rodičovskými druhy dvojnásobnou rychlostí (Mandák, 2004). Škodlivost křídlatek tedy spočívá v těchto skutečnostech (Černý, 1998):

- křídlatka vytváří rozsáhlé porosty a je obtížným plevelem,
- narušuje vyvážené vztahy mezi původní vegetací a vytlačuje ji,
- na březích vodních toků představují husté porosty zvýšené nebezpečí povodní, neboť rozsáhlé porosty křídlatky japonské mohou při odumření stonků zneprůchodňovat koryta toků a blokovat volný pohyb unášeného materiálu,
- snadno se rozšiřuje především kolem komunikací a na lokalitách se stavebními aktivitami,
- prorůstáním způsobuje poškozování dlažby, obrubníků i dalších staveb,
- snižuje bezpečnost provozu na silnicích a železnicích zarůstáním zorného pole,
- poškozuje stavby při hrazení toků a bystřin.

V posledních letech se objevují myšlenky jak tuto rostlinu se vzletným jménem zkrotit, respektive jak ji ekonomicky využít. S ohledem na vysokou tvorbu biomasy a vysoký energetický obsah vyjádřený spalitelným teplem (které u křídlatky činí $19,4 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$), se z křídlatky stává perspektivní energetická plodina, která by mohla být pěstována na plantážích a spalována (Gerža, 2005). Do jaké míry se však takovéto plantáže mohou stát novým zdrojem šíření pracně potlačované křídlatky je otázkou.

2.3 LIKVIDACE KŘÍDLATEK

Masivní šíření taxonů rodu *Fallopia* v Evropě a Severní Americe s sebou přináší řadu nepříjemností. Vedle zcela evidentního negativního vlivu na přirozená společenstva, dochází zejména k poškozování protipovodňových zařízení (Edwards, 1989), narušování chodníků a silnic v důsledku prorůstání oddenkového systému a zejména k naprostému zneprůstřednění invadovaných ploch. Škodami způsobenými

křídlatkou na lokální úrovni se zabýval Třešňák (Třešňák, 2004). Likvidací porostů *F. japonica* var. *Japonica* se zabývali de Waal (de Waal, 1995) a Child a kol. (Child, 1998) Jako účinné se ukázaly opakované postřiky systematickým herbicidem (glyfosát, např. Roundup), nebo v kombinaci s dejuvenantem, které vedly ve dvou letech k téměř úplné likvidaci křídlatek (de Waal, 1995). Oba herbicidy byly aplikovány dle návodu k použití ve vysokých doporučených koncentracích. Jako nejvhodnější doba postřiku je tradičně uváděn květen až červen, kdy rostliny dosahují výšky okolo 1 m a aplikace je bez nesnází možná pomocí ručních postřikovačů. Druhá aplikace herbicidu se doporučuje v závěru sezony, kdy dochází ke kumulaci zásobních látek v kořenech a herbicid má tudíž dlouhodobější účinek. Podle zkušeností z aplikace herbicidů na mnoha lokalitách v České republice je účinek herbicidu pouze krátkodobý a k úplné likvidaci porostů je třeba ho opakovat několik let za sebou (3-5 podle velikosti porostu).

Vedle pouze chemické likvidace je jako nejúčinnější metoda likvidace uváděna kombinace mechanického narušování podzemní i nadzemní biomasy v kombinaci s následným postřikem systematickým herbicidem (Child, 1998). Mechanickým narušením biomasy v jarních měsících bylo dosaženo narušení oddenků a lodyh, které byly na lokalitě ponechány přirozené regeneraci. Ke konci vegetační sezony (srpen) byl na zregenerované výhonky aplikován postřik herbicidem. Touto metodou se snížil regenerační potenciál zejména oddenkového systému a bylo dosaženo úplné likvidace po dvou letech zásahů

Ze srovnání reakce tří invazních taxonů na jednotlivé likvidační zásahy vyplývá, že nejodolnější je kříženec *F. x bohemica* (Bímová, 2001). Vzhledem k tomu, že pomocí ani jedné ze zkoušených metod nebylo dosaženo dostatečných výsledků, byla pozornost zaměřena na mechanismy působení chemických látek na rostliny. Nesnáz, se kterou se potýkáme, je zejména rozsáhlý oddenkový systém křídlatek uložených v půdě a jejich rychlá regenerace. V současné době se kolektivu ZO ČSOP pod vedením M. Šrubaře vyvinout účinný způsob likvidace křídlatek (Šrubař, 2008). Jejich metoda spočívá v postřikání listů na konci vegetační sezóny, tedy na přelomu srpna a září v době květu křídlatek. V té době se klonální rostliny připravují na překonání zimního období mimo jiné i zatažením asimilátů obsažených v nadzemních částech rostlin do oddenkového systému. Pokud v této době postřikáme listy herbicidem, pak je herbicid spolu s asimiláty distribuován do celého oddenkového systému a velká část klonu umírá. Ty části, které se nepodařilo zlikvidovat prvním rokem a regenerují na jaře roku následujícího, se dalším rokem na jaře musí zničit bodovou aplikací herbicidu. Jako

herbicid je používán Roundup Forte, a pokud je v dosahu vodní tok, pak Roundup Rapid.

Monitoring šíření křídlatek je v moderní ochranné praxi téměř nutností. Pomocí dlouhodobějších dat je možné mapovat šíření populací, ale zejména úspěšnost likvidačních zásahů a tudíž efektivnost vynaložených peněz. Využití GIS (Geografických informačních systémů) k mapování invazních druhů rostlin se zabývali Child a kol. (Child, 2001) GIS se ukázal jako velmi silný nástroj ke zmapování a zhodnocení reálné situace ve větších oblastech pod správou jedné instituce (Obecního úřadu, Krajského úřadu, lesních správ, správ CHKO a NP či správ povodí vodních toků). Přes poměrně vysoké vstupní náklady, tj. náklady na získání základních údajů, digitalizaci a následné zpracování datového souboru, jsou konečné výstupy velmi hodnotné. Vedle přesné lokalizace a odhadu velikosti invadovaných ploch byly ceněny zejména možnosti vytipování lokalit s nejvyšším rizikem pro danou oblast, zjištění vlivu faktorů prostředí na šíření invazního druhu, snadná archivace dat a zejména možnost srovnání vývoje situace v dané oblasti. Tento faktor se zdá být důležitý zejména tam, kde probíhají eliminační zásahy nebo jiná opatření vedoucí ke snížení negativních vlivů invaze (např. výsadba břehových porostů). Srovnáním lokalit s různým managementem je možné zvolit optimální přístup za různých v stupních podmínek a při různé míře negativního vlivu invaze.

Při výběru vhodných likvidačních metod je třeba mít na paměti několik zásad, přičemž záleží také na prostředí, ve kterém pracujeme (zejména v přírodních rezervacích a ochranných pásmech vodních toků je zpravidla nutno dodržovat zvláštní režim). Možnosti jsou tři: kontrola mechanická, chemická a biologická.

Nejlevnější metody z hlediska jednorázově vynaložených nákladů nemusejí být finančně nejvýhodnější v dlouhodobém časovém horizontu. Na počáteční investice je v tomto ohledu nejnáročnější zejména biologická kontrola, přičemž výsledek je předem vždy nejistý a vyžaduje podporu oficiálních míst. Případný úspěch mnohonásobně vrátí vložené prostředky. Chemické metody mají naproti tomu menší zaváděcí náklady (ty nese výrobce prostředku), ale často je třeba je používat dlouhodobě, takže se mohou v konečném součtu prodražit (Pyšek, 2001b).

Protože křídlatky se v našich podmínkách rozmnožují především vegetativně, je jejich hubení značně obtížné a náročné. Obdobně jako u bolševníku se tato rostlina v posledních letech u nás zařadila mezi intenzivně se šířící druhy, velmi narušující životní prostředí a poškozující i různé stavby²⁶.

2.3.1 Biologické metody

Pastva zvířat – ovcí nebo skotu podstatně snižuje hustotu výskytu těchto druhů rostlin. Pastva se na dané ploše musí zahájit včas, aby rostliny nebyly přerostlé a aby je zvířata přijímala. Pro některé druhy zvířat jsou odznaky křídlatek toxické. Biologické potlačování vlivem ostatních živočichů – nemá příliš zásadní význam, neboť takových škůdců křídlatek není mnoho.

Biologický způsob využívá přirozených nepřátel jednotlivých druhů (živočichů, plísní, hub). Vzhledem k tomu, že křídlatka je u nás nepůvodním druhem, není zde ani limitována přirozenými nepřáteli (listožravým hmyzem, houbovými patogeny), jako v místě svého původu. Hledání možností biologického způsobu potlačování křídlatek je zatím ve fázi výzkumu. Příkladem by mohl být lalokonosec rýhovaný (*Otiorrhynchus sulcatus*), jeho larvy se živí kořeny a odznaky, dospělci se živí listy křídlatek, dle literatury bylo tímto škůdcem zničeno mnoho rostlin křídlatek (Beerling, 1994; Černý, 1998). V Japonsku jsou populace křídlatky japonské regulované listožravým druhem hmyzu *Gallerucida nigromaculata*. Uvažuje se o využití tohoto druhu při biologické kontrole křídlatek ve Velké Británii a USA (Anonymous, 2010). Ve Velké Británii probíhá v současnosti výzkum biologické kontroly křídlatek za pomoci *Aphalara itadori*, selektivního savého hmyzu z čeledi merovitých (*Psyllidae*). Druh se velmi rychle množí a sáním (podobně jako mšice) oslabuje napadeného jedince, přitom však nenapadá jiné rostliny než rod *Reynoutria spp.* Dalším potenciálním biologickým nepřítelem křídlatek je vřeckovýtrusná houba *Mycosphaerella polygoni-cuspidati*. Výhody jsou ty, že metoda je šetrná k životnímu prostředí, nedochází k akumulaci toxických látek v prostředí, nebývají postiženy okolní organismy. Nevýhody metody je, že je nutno předem dlouhodobě testovat, což je nákladné, a zvážit všechna rizika (přemnožení biologického činitele, napadení ostatních rostlin). Samotný proces biologické kontroly může trvat rovněž dlouho (činitel se musí uchytit a rozmnožit). Dále je nutno respektovat omezení z hlediska národních legislativ. V současné době biologická kontrola rodu *Reynoutria spp.* v praxi neprobíhá, je ve stádiu výzkumu.

2.3.1.1 Spásání

Pastva domácích zvířat není při likvidaci křídlatek příliš rozšířená, několik pokusů probíhalo například v Německu. Za dodržení určitých podmínek vede

k potlačení výskytu křídlatek. Optimálním zvířetem pro spásání jsou ovce, které preferují vyzrálé listy křídlatek. Je však nutno pást dlouhodobě nebo opakovaně 3 – 4krát za rok. V Německu probíhaly úspěšné pokusy se spásáním křídlatek u plemene ovcí Heidschnucke a u vysokohorského nenáročného plemene skotu Galloway, pozorováno bylo spásání i jinými druhy skotu, ovce a koňmi. Porost křídlatky nesmí přerůst výšku 150 cm, pokud k tomu dojde, je nutno jej posekat. Při celoroční pastvě je potřeba 10 – 20 zvířat/ha, při intenzivní pastvě více, ale tehdy je zvířata nutno přikrmovat (Kretz, 1994). Zkušenosti se spásáním v projektovém území se liší. Zatímco 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. Výhody této metody lze bez problémů aplikovat u vody. Nejsou zanášeny cizorodé látky do životního prostředí. Některá plemena ovcí dokonce listy křídlatek preferují před trávou a jinými bylinami. Nevýhodami této metody jsou přesuny zvířat, může docházet k rozrušování břehů. K vymizení křídlatek dochází po 4 – 7 letech. Místa je třeba oplotit, zvířatům je třeba zajistit přístřešek a přístup k pitné vodě (což nemusí být vždy možné).

2.3.1.2 Biotechnická opatření

Biotechnická opatření jsou vhodná jako doplňková metoda pro zajištění svahů a zpevnění břehů podél toků obsazených křídlatkami. Tato opatření rovněž napomáhají k odstranění povodňových škod. Samotné biotechnické prvky mají funkci protierozní, estetickou a ekologickou, jedná se o doplněk k ostatním metodám likvidace. Založení vrbových rohoží se provádí z mladých cca 1,5 m vysokých prutů úzkolistých vrby, krytina se přikryje zeminou (Kretz, 1994). Dodatečně je účinná výsadba olší a jasanů. V rámci projektu „Likvidace invazních druhů rostlin v okrese Löbau – Zittau“ proběhlo testování potlačení rodu *Reynoutria* spp. pomocí položení vrbových rohoží. Celý ostrov s výskytem *Reynoutria* spp. byl pokryt vrbovými pruty vrby košíkářské (*Salix viminalis*), rohož byla překryta slabou vrstvou půdy. Vrby se uchytily úspěšně, rostoucí výhony *Reynoutria* spp. byly koseny, dokud je porost vrby nepotlačil, po 4 letech se však jedinci *Reynoutria* spp. stále vyskytovali (Modrý, 2008). Biotechnická opatření zpevňují břehy a napomáhají odstranit erozi způsobenou rhizomy křídlatek. Jsou šetrná vůči životnímu prostředí. Jedná se o dlouhodobé opatření vyžadující čas a značné

finanční náklady. Díky nízké účinnosti jej nelze použít samostatně, ale pouze jako doplněk k ostatním metodám.

2.3.2 Mechanické metody

Ruční trhání oddenků, řezání nebo sekání stonků, vykopávání a vypalování rostlin jsou způsoby vesměs málo účinné a některé z nich (sekání) vedou dokonce ke zvýšení počtu jedinců křídlatek na ploše. Rovněž vykopávání rostlin není úspěšný způsob. Podobná situace je v případě vypalování, které nesnižuje životaschopnost podzemních oddenků (Černý, 1998).

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. Vykopávají se celé rostliny včetně rhizomů, ty mohou být ovšem zakořeněny až do hloubky 2 m. Vykopávání se provádí několikrát za vegetační sezónu, vždy po obnově porostu po předchozím zásahu. Vhodným nástrojem k vykopávání jsou rycí vidle. Je nutné dbát zvýšené opatrnosti a zabránit přenosu vykopaných rhizomů, minimalizovat přesun (převoz). Vytrhaná a vykopaná biomasa se usuší a spálí na vhodných místech. Po podzimním (posledním v sezóně) ošetření lokalit zde vysejeme travní směs. Obecně není tato metoda považována za vhodnou, neboť hrozí reálné nebezpečí nařízkování a tím i namnožení rostlin. Výhody této metody jsou, že při použití nedochází ke vnášení cizorodých látek do prostředí. Lze ji použít na citlivých lokalitách malých rozměrů, kde je vyloučeno použití herbicidu. Nevýhody jsou, že metoda vyžaduje pečlivý a zodpovědný přístup. Hrozí nebezpečí šíření rostlin křídlatky odnesenými rhizomy, proto se musí minimalizovat převozy rostlinných zbytků a zabránit unášení oddenků vodou a větrem. Na lokalitách v bezprostřední blízkosti vodních toků hrozí zvýšená eroze půdy po narušení vykopáním.

Dalším způsobem mechanické likvidace křídlatek je kosení. Jedná se o mechanický způsob likvidace křídlatek. Není-li používán dlouhodobě a opakovaně, není účinný, díky rychlé regenerační schopnosti této rostliny a také díky značným zásobám živin v oddencích. Kosení lze provádět kosou, mačetou nebo křovinořezy, přičemž použití křovinořezů bývá nejčastější. První zásah je vhodné provést v první polovině května, předtím než rostlina ukončí růst a začne ukládat asimiláty do rhizomů, navíc výhony nejsou zcela vyvinuty a kosení je snazší. Frekvenci kosení je nutno přizpůsobit

růstu. Optimální výška pro kosení 40 cm by měla být vždy dodržena, kosit je vhodné co nejnižší u země. Počet sečí se v prvním roce může pohybovat kolem 8, v letech následujících kolem 6 sečí/rok. V období květen – červen provádíme 4 až 6 sečí v závislosti na rychlosti růstu, více sečí zvyšuje náklady a neodrazí se dostatečně v účinnosti (Soll, 2004). Po letní přestávce, která slouží ostatním bylinám k vykvetení a dozrání semen, provádíme od druhé poloviny srpna další seče (vždy po dosažení výšky 40 cm) do konce sezóny. Vhodné je podsetí křídlatek trávou, která snáší kosení a brání erozi. Pokosené rostliny sušíme na malých hromádkách a kontrolujeme, zda neobráží. Po uschnutí je spálíme. Výhodou metody je, že je velmi citlivá k okolnímu životnímu prostředí. Nejsou použity cizorodé látky. Nevýhody metody jsou, velká časová náročnost, náročná časová koordinace, ústup křídlatek až po 3 letech. Nikdy nevede k úplné eradikaci, vždy je potřeba následná péče alespoň 4 – 7 let.

2.3.3 Chemické metody

Zkoušely se různé druhy chemických látek. Velmi používané herbicidy jsou např. ROUNDUP a ROUNDUP Biaktiv. Vzhledem k častému výskytu křídlatek v bezprostřední blízkosti vodních toků je vhodná neškodnost přípravku ROUNDUP Biaktiv pro vodní faunu v případě jeho dopadu na vodní hladinu. Bylo zjištěno, že křídlatky jsou k tomuto přípravku nejcitlivější v měsíci červenci a srpnu, tedy po odkvětu rostliny. Spotřeba herbicidu činí přitom 6 – 10 l·ha⁻¹ v 100 až 300 litrech vody. Druhý postřik by pak měl následovat za 8 – 10 týdnů, tj. v červenci nebo srpnu.

Vhodná je rovněž kombinace mechanického způsobu, např. sekání křídlatek v druhé polovině měsíce května s následnou aplikací herbicidu ROUNDUP Biaktiv v množství 5 l·ha⁻¹ v 100 až 300 l vody v měsíci červenci nebo srpnu.

Na rostliny vzešlé z původních zásob semen a zejména z přetrvávajících oddenků je vhodná doba likvidace v květnu roku bezprostředně následujícího po předchozích aplikacích herbicidu na dospělé rostliny.

Podobnou účinnost při likvidaci křídlatek vykazují herbicidy Touchdown a Garlon. Další výhoda herbicidu Garlon spočívá v tom, že při aplikaci nepoškozuje travní porosty (Pyšek, 2008a).

3. MATERIÁL A METODIKA

První sběr fytoocenologických dat proběhl na sledovaných ploškách v sezoně 2007, v této době nebyly invazní druhy nijak kontrolovány. Následující data byla odečítána v sezoně 2008 již po prvním postřiku křídlatek herbicidem Roundup Biaktiv a odstraněním uschlé nadzemní biomasy. Fytoocenologická data byla po třetí sbírána v sezoně 2009, a to po druhém postřiku herbicidem a druhém odstranění uschlých nadzemních částí křídlatek. Data byla odečítána v biotopu lužního lesa vždy v dubnu každého roku, v ostatních sledovaných biotopech byla data sbírána v měsíci červenci.

Na počátku sběru fytoocenologických dat bylo zvoleno sledování čtyř různých přírodních stanovišť, stanoviště jsou popsána v kapitole 3.6, která byla nejvíce zastoupena v lokalitách, postižených křídlatkami a s tím spojenou její následnou likvidací.

V těchto přírodních stanovištích byly vybrány plochy, které byly označeny a zaměřeny jejich GPS souřadnice. Plochy byly vybírány vždy tak, aby se v nich vyskytovali v prvním roce pozorování jedinci křídlatek, ale aby zde byly zastoupeny i jiné rostlinné druhy. Na každém stanovišti byly určeny plochy pro jednotlivé fytoocenologické snímky. Během let 2007 až 2009 bylo vytvořeno 80 fytoocenologických snímků. Snímky pro následnou analýzu byly vybrány tak, aby pro každý rok a každé stanoviště byl použit stejný počet snímků a všechny s patřičným vlivem křídlatek a také následného procesu její likvidace. Při analýze nashromážděných výsledků byly použity jednoduché metody syntézy fytoocenologických dat, ze kterých bylo odečteno, kolik se v daném roce na určitém stanovišti nalézalo druhů. Tyto výsledky byly převedeny do procentní stupnice, přičemž počet druhů v roce 2007, tedy v roce před zahájením likvidace křídlatek, bylo považováno za 100 %. Z vytvořených grafů byly dále slovně popsány závěry celého tříletého pozorování. Po předběžné analýze byla data podrobena statistickému rozboru v programu CANOCO výsledky rozboru jsou předmětem kapitoly 4. této diplomové práce.

3.1 FYTOCENOLOGICKÁ METODA

3.1.1 Velikost a tvar studijní plochy

Analýza rostlinných společenstev byla provedena na vymezených studijních plochách. Výběr studijních ploch byl subjektivní, vycházel z předběžného rozlišení typů společenstev ve zkoumaném území (Moravec, 1994). Plochy fytoocenologických snímků byly vybírány tak, aby v každém snímku, pokud to bylo možné, se vyskytovala křídlatka, ale nejenom ona, také některé další druhy, pro viditelnější změny. V rámci experimentální části diplomové práce byly zkoumány čtyři typy společenstev. Společenstva jsou podrobněji popsána v kapitole 3.6. Pro jednotlivé typy společenstev byla použita velikost studijní plochy dle uváděných empirických hodnot (tab. 1, cit. (Mueller - Dombois, 1974). Ve všech případech jako tvar plochy byl u všech společenstev použit čtverec.

Tabulka I. Velikost studijních ploch

Lesy (včetně stromového patra)	200 – 500 m ²
Lesy (pouze nižší patra)	20 – 200 m ²
Xenomorfnní travinná společenstva	50 – 100 m ²
Keříková společenstva (vřesoviště apod.)	10 – 25 m ²
Kosené louky	10 – 25 m ²
Hnojené pastviny	5 – 10 m ²
Plevelová společenstva	25 – 100 m ²
Mechová společenstva	1 – 4 m ²
Lišejníková společenstva	0,1 – 1 m ²

Pro odhad pokryvnosti byla použita Braun – Blanquetova stupnice.

Braun – Blanquetova stupnice

Kombinovaná stupnice abundance a dominance

- r (–) pouze jeden jedinec, pokryvnost zanedbatelná
- + více jedinců, pokryvnost malá
- 1 pokryvnost nižší než 5 %
- 2 pokryvnost 5 – 25 %

Braun – Blanquetova stupnice (pokračování)

- 3 pokryvnost 25 – 50 %
- 4 pokryvnost 50 – 75 %
- 5 pokryvnost 75 – 100 %

3.2 SYNTÉZY FYTOCENOLIGICKÝCH DAT

Jednotlivé fytoocenologické snímky vytvořené v terénu byly sjednoceny podle druhů sledovaných stanovišť. Jako metodu syntézy dat byla použita technika vegetační syntézy curyšsko–montpeliérského směru dle Moravec a kol. (Moravec, 1994). Po tabelární syntéze vegetačních snímků byla vypočtena stálost druhů (v procentech) podle vzorce $C_i = (a_i/n) * 100$, v němž C_i = stálost druhu i v %, a_i = počet snímků s výskytem druhu i , n = celkový počet snímků v souboru. Vypracované stálostní snímky jednotlivých stanovišť jsou obsahem příloh 1 až 4.

3.3 SESTAVENÍ STÁLOSTNÍ TABULKY

Ve stálostní tabulce se pořadí snímků nemění, druhy jsou však seřazeny podle klesající stálosti (a při stejné stálosti podle klesající dominance).

Stálostní tabulky byly použity jako zdroj dat pro grafické vyjádření časového vývoje početnosti druhů na jednotlivých stanovištích (Herben, 2003).

3.4 ZPRACOVÁNÍ DAT V EXCELU

Nashromážděná data fytoocenologických snímků byla přepsána do datové podoby, a to do tabulkového editoru MS EXCEL. Data byla zachována ve formátu, v jakém byla sesbírána v terénu, tedy v uspořádání jednotlivých snímků zapsaných ve výše zmiňované Braun – Blanquetově stupnici. Dále byla tato data převedena do stálostních tabulek, ze kterých jsou výstupem grafy č. 1 – 4 v kapitole 4.

Pro statistickou analýzu dat v programu CANOCO byla data transformována ze stupnice Braun – Blanquet do stupnice podle van den Makrela, podle Herbena a Münzbergové (Herben, 2003). Fytoocenologické snímky převedené do této podoby byly použity jako datový vstup do programu CANOCO.

3.5 STATISTICKÁ ANALÝZA

Nasbíraná fytoocenologická data byla transformována podle van der Maarela pro použití v programu CANOCO, kde byla podrobena testování. Nejprve bylo použito testování pomocí nepřímé ordinace (DCA) – detrended correspondence analysis, tato technika byla využita ke zjištění délky gradientu (lengths of gradient). Délka gradientu je vhodný indikátor pro rozhodnutí se, zda použít lineární či unimodální techniku zpracování dat. Je-li velikost nejdelšího gradientu větší než 4, je třeba použít unimodální metodu, je-li kratší než 3, je obvykle vhodnější metoda lineární (Herben, 2003).

Dále byla použita metoda přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis, pomocí tohoto testu bylo zjišťováno ovlivnění druhového složení odstraňováním křídlatky v průběhu času. Vzhledem k designu pokusu byly označeny jednotlivé plochy jako kovariáty, tím „očistíme“ variabilitu tohoto souboru od nezajímavé proměnné (Herben, 2003). Pro zjištění průkaznosti testu byl použit Monte Carlo permutační test. Randomizace časových záznamů probíhaly vždy uvnitř každé plochy (*randomisation within blocks defined by covariables*) tak, aby nedošlo ke smíchání časové variability s variabilitou prostorovou. Přímé ordinace bylo využito, neboť nás zajímal vliv konkrétní vysvětlující proměnné, v našem případě času. Přímé ordinace byly provedeny s vysvětlující proměnnou ve dvou variantách kódování času, času kódovaného spojitě a času kódovaného binárně.

Takto byla analyzována data v každém ze studovaných společenstev. Výsledky analýz a grafy vzešlé z testování jsou předmětem kapitoly 4.

3.6 SLEDOVANÉ LOKALITY

V průběhu zkoumání byla sledována 4 přírodní stanoviště a to: pravidelně zaplavované lužní lesy, periodické náplavy řeky Morávky s židovínkem německým, extenzivně sečené louky a chudé acidofilní bučiny. Vyznačení jednotlivých sledovaných ploch je předmětem přílohy č. 5. Jedná se o značně rozdílná stanoviště, která zastupují rozmanitost povodí řeky Morávky tak, aby byla co nejlépe popsána charakteristika zkoumané oblasti (příloha č. 6). V následující části jsou popsána jednotlivá stanoviště.

3.6.1 Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae) (91E0)

Třída habitatů

Listnaté opadavé lesy

Popis

Jednotka zahrnuje lužní lesy v nejnižších částech aluvií řek a potoků, kde jsou hlavním ekologickým faktorem pravidelné záplavy způsobené povrchovou vodou nebo zamokření způsobené podzemní vodou. Patří sem nezapojené vrbo-topolové porosty (měkký lužní les) rozšířené v záplavových územích větších řek a olšiny podél potoků a menších řek ve vyšších polohách. Charakteristicky se uplatňují nitrofilní a hygrofilní druhy (Anonymous, 2008).

3.6.2 Alpínské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým (Myricaria germanica) (3230)

Třída habitatů

Sladkovodní stanoviště

Popis

Porosty židovínku německého se vyskytují jen na mladých nebo pravidelně se obnovujících štěrkových náplavech v podbeskydských tocích. Vytváří bylinné i keřovité porosty, v kterých dominuje. Často bývá doprovázen křovitými vrbami (vrba lýkocová, vrba šedá, vrba nachová), židovínk je však citlivý na zastínění (Anonymous, 2008).

3.6.3 Extenzivní sečené louky nížin až podhůří (Arrhenatherion, Brachypodio-Centaureion nemoralis) (6510)

Třída habitatů

Vlhké a mezofilní louky

Popis

Extenzivně hnojené, jedno- až dvojsečné louky s převahou vysokostébelných travin jako je ovsík vyvýšený, psárka luční, trojštět žlutavý, tomka vonná nebo kostřava červená. Vyskytují se v aluviích řek, na svazích, náspech, v místech bývalých polí, na zatravněných úhorech a v ovocných sadech od nížin do hor, většinou v blízkosti sídel. Osidlují mírně kyselé až neutrální, středně hluboké až hluboké, mírně vlhké až mírně suché půdy s dobrou zásobou živin.

Variabilita těchto porostů je poměrně široká. Velká proměnlivost druhového složení odráží poměrně široké ekologické spektrum a místní způsob hospodaření (Anonymous, 2008).

3.6.4 Bučiny asociace Luzulo-Fagetum (9110)

Třída habitatů

Listnaté opadavé lesy

Popis

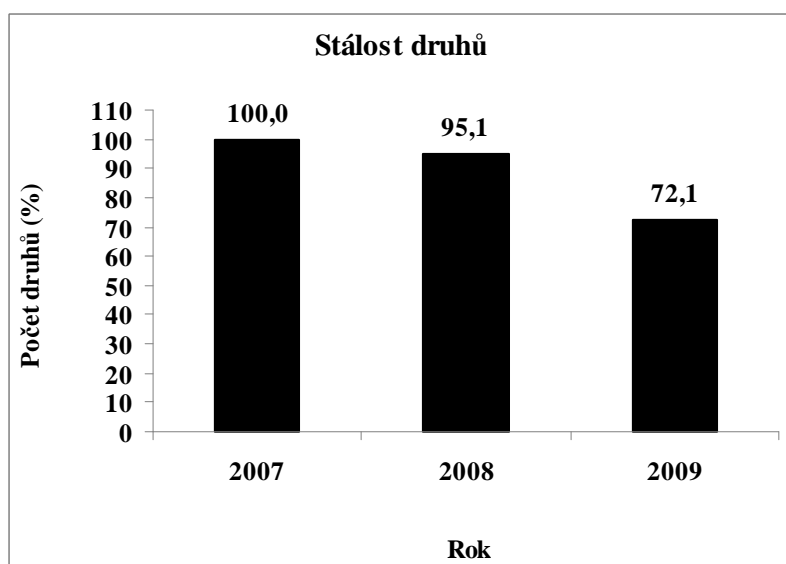
Jedná se o floristicky chudé acidofilní bukové porosty, které se vyskytují v nižších polohách. V bukovém porostu je přimíšen dub, ojediněle jedle. Vyskytují se na minerálně chudých horninách – žuly, ruly, křemence, fylity, krystalické břidlice, kyselé vulkanity. Půdy jsou většinou mělké, skeletovité rankery. Ve vyšších polohách se vyskytují smíšené bukové a smrko-jedlo-bukové lesy na všech geologických podložích, ale půdách minerálně nenasycených, náchylných k podzolizaci. Keřové patro je málo vyvinuté, tvoří ho zejména zmlazující jedinci hlavních dřevin. V bylinném patře převažují acidofilní a oligotrofní druhy (Anonymous, 2008).

4. VÝSLEDKY

4.1 PROCENTUÁLNÍ VYJÁDŘENÍ POČTU DRUHŮ V JEDNOTLIVÝCH LETECH

Rok 2007 byl použit jako kontrolní k ostatním letům, jelikož data pro tento rok byla shromážděna před plánovanou likvidací křídlatek, tedy před prvním postřikem herbicidem Roundup biaktiv.

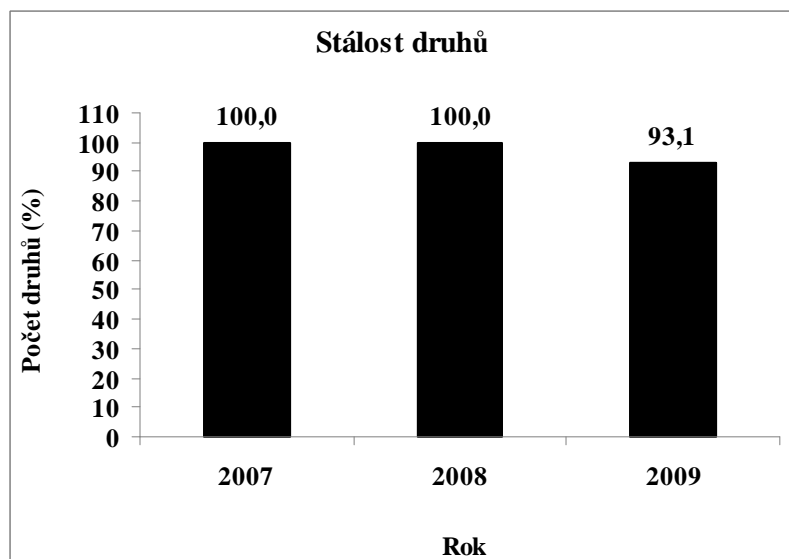
Graf č. 1 znázorňuje procentuální vyjádření počtu druhů v jednotlivých letech v lužním lese.



Graf 1. Stálost druhů lužního lesa

Počet druhů se po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem snížil o 4,9 % oproti roku 2007 (foto příloha 7.1). V roce 2009 (foto příloha 7.2), tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek druhů oproti roku 2007 o 27,9 %. Absolutní hodnoty taxonů v jednotlivých letech klesaly od hodnot 41 v roce 2007, přes 38 v roce 2008 k 32 v roce 2009.

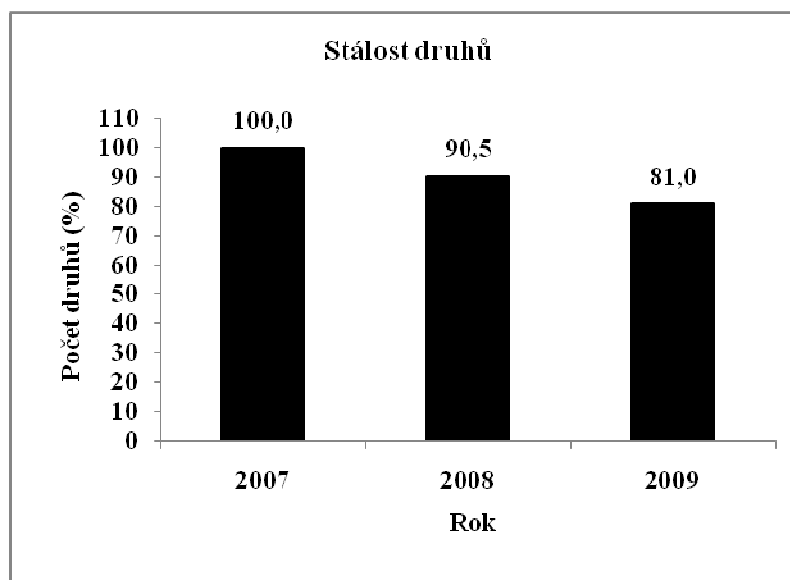
Graf č. 2 znázorňuje procentuální vyjádření počtu druhů v jednotlivých letech na náplavech řeky Morávky.



Graf 2. Stálost druhů alpinské řeky

Počet druhů po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem zůstal stejný jako v roce 2007. V roce 2009, tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek druhů již zaznamenán a to oproti roku 2007 o 6,9 % (viz. příloha 7.3).

Graf č. 3 vyjadřuje procentuální zastoupení počtu druhů v jednotlivých letech na sečených loukách.

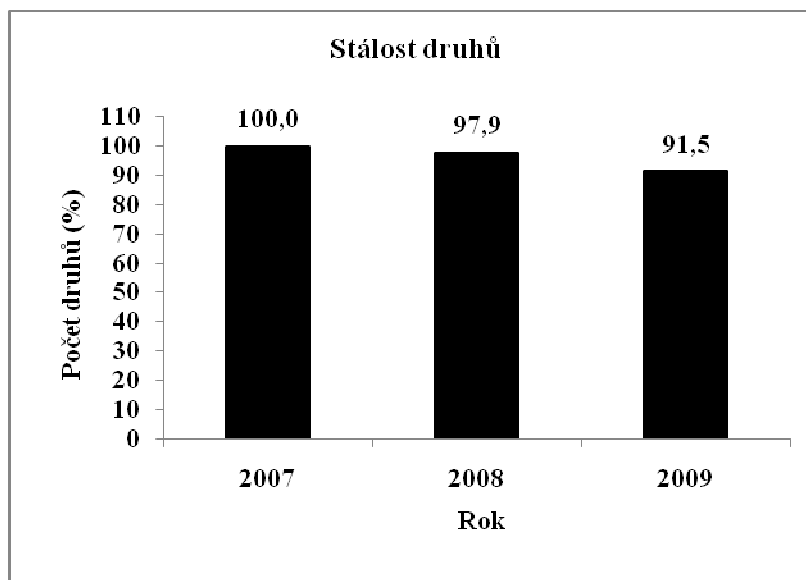


Graf 3. Stálost druhů extenzivní sečené louky

Počet druhů se po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem snížil o 9,5 % oproti roku 2007. V roce 2009, tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek

druhů oproti roku 2007 o 19 %. Jak je vidět na obrázcích (viz. příloha 7.4 a příloha 7.5) v průběhu let 2007 až 2009 byly souvislé porosty křídlatek zcela zlikvidovány.

Graf č. 4 znázorňuje procentuální vyjádření počtu druhů v jednotlivých letech acidofilní bučiny.



Graf 4. Stálost druhů bučin

Počet druhů se po prvním cíleném postřiku křídlatek herbicidem snížil o 2,1 % oproti roku 2007 (příloha 7.6). V roce 2009, tedy po druhém cíleném postřiku křídlatek byl úbytek druhů oproti roku 2007 o 8,5 %. (příloha 7.7).

4.2 STATISTICKÁ ANALÝZA V PROGRAMU CANOCO

4.2.1 Stanoviště 91E0

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Tato technika byla využita ke zjištění délky gradientu (lengths of gradient). Délka gradientu je vhodný indikátor pro rozhodnutí se, zda použít lineární či unimodální techniku zpracování dat. Vzhledem k tomu, že velikost nejdelšího gradientu byla 2.633, bylo dále použito lineárních technik. Je-li velikost nejdelšího gradientu větší než 4, je třeba použít unimodální metodu, je-li kratší než 3 (náš případ), je obvykle vhodnější metoda lineární (Herben, 2003).

Tabulka II. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.544	0.315	0.043	0.019	1.277
Lengths of gradient :	2.633	2.075	1.040	1.147	
Cumulative percentage variance					
of species data :	42.6	67.3	70.6	72.1	
Sum of all eigenvalues					1.277

Výsledky přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis

Pomocí tohoto testu bylo zjišťováno ovlivnění druhového složení odstraňováním křídlatky v průběhu času. Vzhledem k designu pokusu byly označeny jednotlivé plochy jako kovariáty, tím „očistíme“ variabilitu tohoto souboru od nezajímavé proměnné (Herben, 2003). Pro zjištění průkaznosti testu byl použit Monte Carlo permutační test. Randomizace časových záznamů probíhaly vždy uvnitř každé plochy (*randomisation within blocks defined by covariables*) tak, aby nedošlo ke smíchání časové variability s variabilitou prostorovou. Přímé ordinace bylo využito, neboť nás zajímal vliv konkrétní vysvětlující proměnné, v našem případě času.

Přímé ordinace byly provedeny s vysvětlující proměnnou ve dvou variantách kódování času, času kódovaného spojitě a času kódovaného binárně.

Při testu času kódovaného spojitě, kdy byl testován časový vývoj ploch, bylo nutné tuto spojitost narušit a randomizace byla úplná (*unrestricted permutations*). Zde má smysl testovat pouze jednu kanonickou osu.

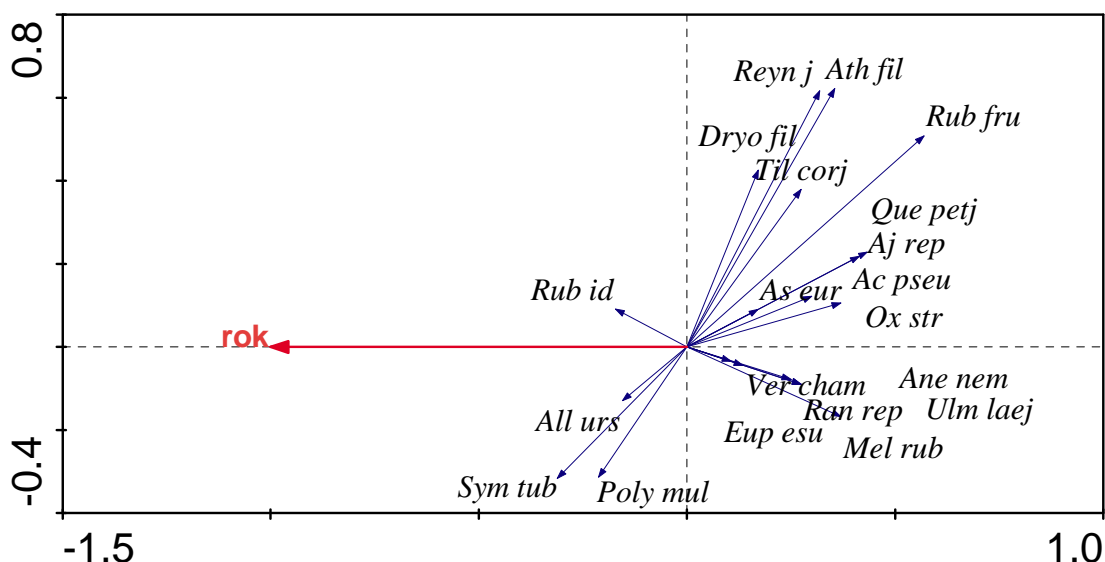
Tabulka III: Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	0.030	0.034	0.019	0.012	1.000
Species-environment correlations :	0.794	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data :	27.2	57.6	74.4	85.5	
of species-environment relation:	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.111
Sum of all canonical eigenvalues					0.030

Tabulka III: Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojité) - pokračování

Test of significance of all canonical axes: Trace = 0.030
F-ratio = 2.613
P-value = **0.0260**

Nulová hypotéza Monte Carlo permutačního testu zní, že vysvětlující proměnná nemá žádný vliv na druhové složení. Zamítnutí nulové hypotézy znamená, že vysvětlující proměnná na druhové složení rostlinného společenstva vliv má. Kanonická osa vysvětluje 27,2 % variability po odečtení kovariát. Druhá, nekanonická osa postihuje 30,4 % variability, existuje tedy další, v pokusu neměřený faktor, který má na druhové složení významný vliv.



Graf 5. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

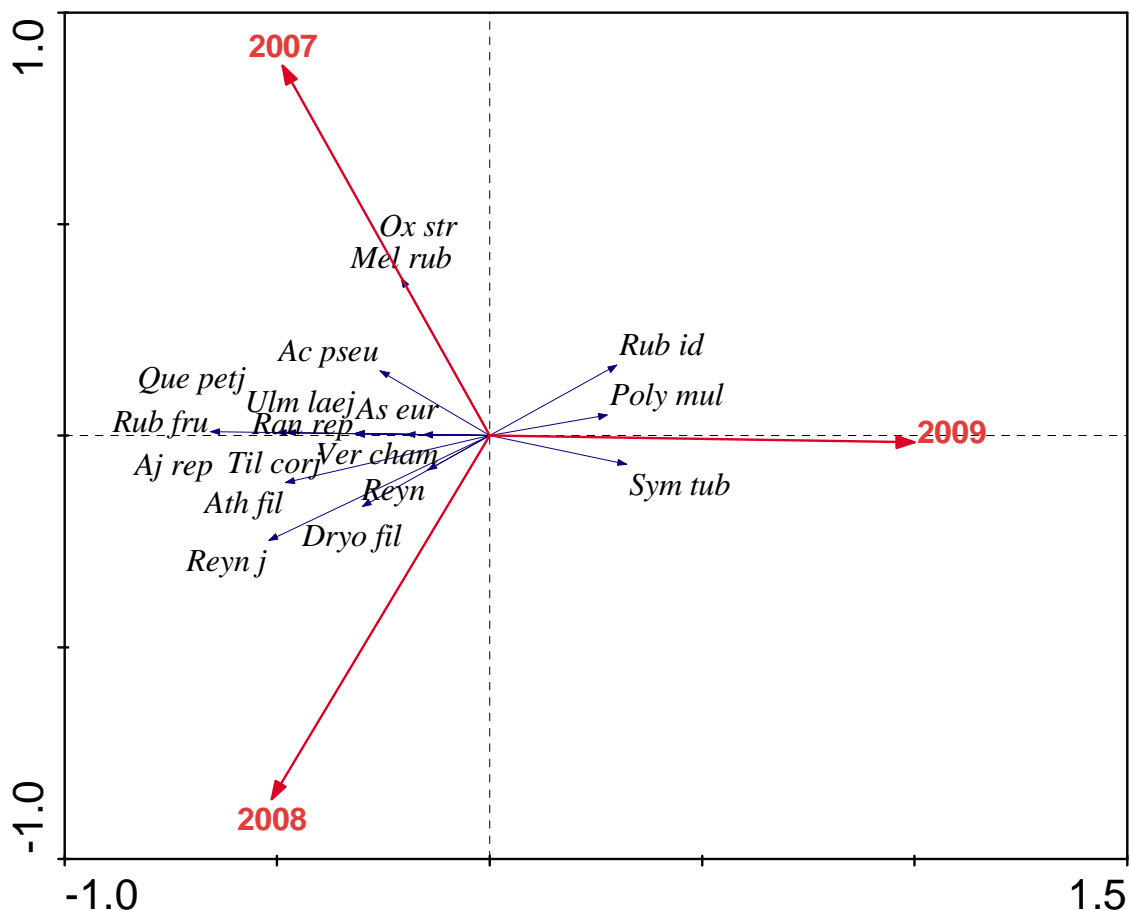
Graf č. 5 vytvořený v programu CanoDraw znázorňuje vliv času na druhové složení. Pokud vedou šipky jednotlivých druhů shodně či alespoň podobně se směrem času, znamená to, že druh s časem zvyšoval svou početnost, tedy byl podporován odstraněním křídlatky. Pokud vede šipka druhů na opačnou stranu, než šipka času, znamená to, že druh během pokusu svou početnost snižoval a ubýval. Pokud je šipka druhu kolmá na šipku času, znamená to, že čas nemá na početnost druhu vliv. Čím delší jednotlivé šipky jsou, tím větší je vliv zásahu na daný druh. Druhy, které jsou vprostřed diagramu, mají tendenci být stále přítomny ve všech snímcích a své početnosti neměnit. Ordinační diagram byl vytvořen bez těchto druhů.

Z ordinačního diagramu tedy lze vyčíst, že většina druhů s časem spíše ubývala (*Rubus fruticosus*, *Reynoutria*, semenáčky dřevin, kapradiny, *Anemone nemorosa*). Naopak přibýval *Rubus idaeus*, *Allium ursinum*, *Symphytum tuberosum*, *Polygonatum multiflorum*.

Při využití binárního kódování času, kdy nás zajímala pouze meziroční variabilita, bylo nutné randomizovat pomocí cyklických posuvů (*restricted permutations for time series or line transects*). V tomto případě byl čas kódován více proměnnými a nutný byl test všech kanonických os.

Tabulka IV. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času binární).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	0.037	0.010	0.024	0.019	1.000
Species-environment correlations :	0.855	0.804	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data :	33.8	42.5	64.1	80.9	
of species-environment relation:	79.6	100.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.111
Sum of all canonical eigenvalues					0.047
Test of significance of all canonical axes :	Trace	=	0.047		
	F-ratio	=	2.213		
	P-value	=	0.0040		



Graf 6. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Test s binárním kódováním času opět vyšel průkazný. Z ordinačního diagramu (graf č. 6) lze vyčíst, že s rokem 2009 zvyšovaly svou početnost druhy *Rubus idaeus*, *Polygonatum multiflorum* a *Symphytum tuberosum*, ubývalo druhu *Reynoutria*, semenáčků dřevin, kapradin. V roce 2008 došlo ke zvýšení početnosti druhu *Reynoutria*.

4.2.2 Stanoviště 6510

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Po zjištění délky gradientu pomocí DCA, který v tomto případě činil 1.29, bylo v následných testech opět použito lineárních technik.

Tabulka V. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: 0.190	0.050	0.013	0.004	0.529
Lengths of gradient	: 1.290	0.782	0.596	0.713	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 36.0	45.4	47.9	48.6	
Sum of all eigenvalues					0.529

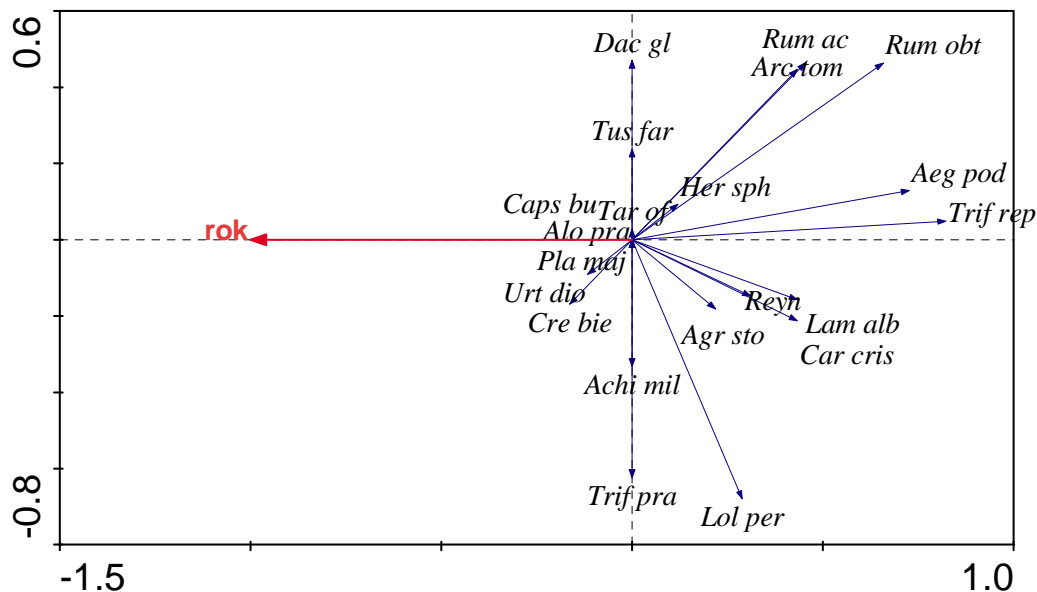
Výsledky přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis

V rámci RDA analýzy bylo opět použito ploch jako kovariát. Opět byl testován čas jako proměnná spojitá a jako proměnná binární. V případě testování času jako proměnné spojitě vyšel test průkazný. Kanonická osa, tedy čas, vysvětluje 38,8 % variability.

Tabulka VI. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	: 0.170	0.101	0.088	0.036	1.000
Species-environment correlations	: 0.916	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 38.8	61.8	81.9	90.1	
of species-environment relation:	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.439
Sum of all canonical eigenvalues					0.170

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.170
 F-ratio = 3.175
 P-value = **0.0100**



Graf 7. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Ordinační diagram (graf č. 7) ukazuje, že s časem ubývaly druhy jako *Aegopodium podagraria*, *Trifolium repens*, *Rumex* sp., *Reynoutria*, *Lamium album* a *Carduus crispus*. Čas neměl vliv na početnost druhů *Trifolium pratense*, *Achillea millefolium*, *Tusilago farfara* a *Dactylis glomerata*. Žádný ze zaznamenaných druhů neměl výraznou tendenci s časem přibývat.

4.2.3 Stanoviště 3230

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Po zjištění délky gradientu pomocí DCA, který v tomto případě činil 2.341, bylo v následných testech opět použito lineárních technik.

Tabulka VII. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: 0.501	0.060	0.014	0.005	0.877
Lengths of gradient	: 2.341	1.205	0.794	0.460	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 57.2	64.0	65.6	66.1	
Sum of all eigenvalues					0.877

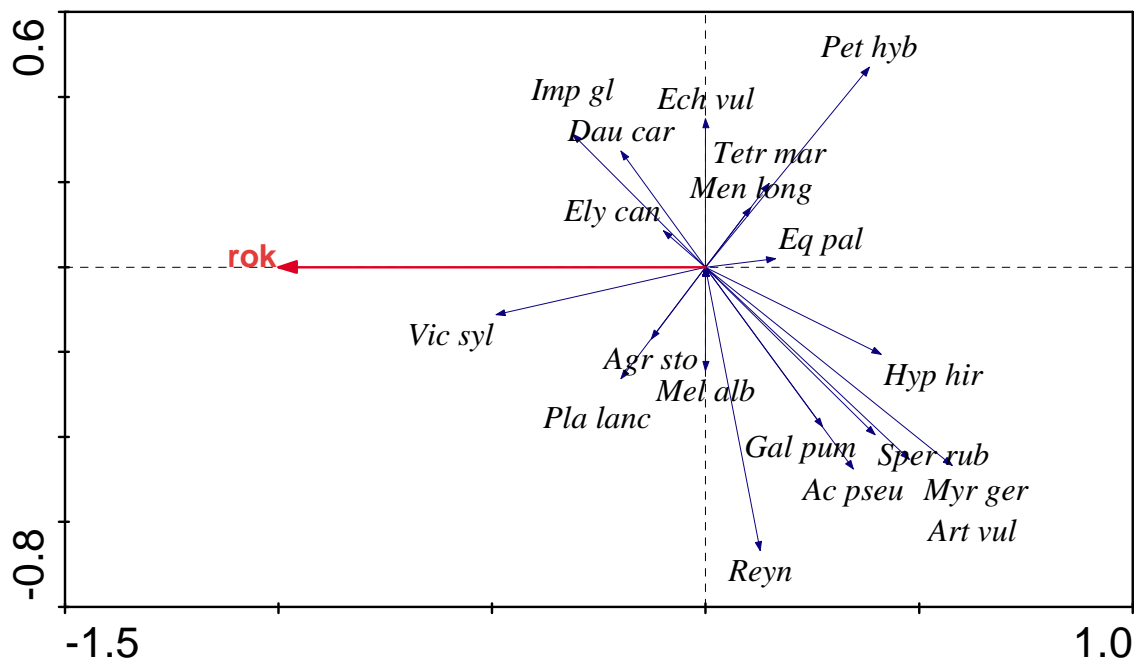
Výsledky přímé ordinace (RDA) – redundancy analysis

V rámci RDA analýzy bylo opět použito ploch jako kovariát. Opět byl testován čas jako proměnná spojitá a jako proměnná binární. V případě testování času jako proměnné spojité vyšel test těsně neprůkazný. V případě testování času jako proměnné binární vyšel test neprůkazný.

Tabulka VIII. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	0.068	0.078	0.031	0.013	1.000
Species-environment correlations	0.832	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	34.3	73.6	89.0	95.8	
of species-environment relation:	100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all eigenvalues					0.198
Sum of all canonical eigenvalues					0.068

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.068
 F-ratio = 2.608
 P-value = **0.0580**



Graf 8. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Z ordinačního grafu (graf č. 8) lze vyčíst, že s časem zvyšovala svou početnost výrazněji jen *Viccia sylvatica*, naopak spíše ubývala *Myricaria germanica*, *Hypericum hirsutum* či *Artemisia vulgaris*. Ovšem opět je nutné zdůraznit, že tento výsledek není průkazný.

4.2.4 Stanoviště 9110

Výsledky nepřímé ordinace (DCA) – *detrended correspondence analysis*

Po zjištění délky gradientu pomocí DCA, který v tomto případě činil 2,432, bylo v následných testech opět použito lineárních technik.

Tabulka IX. Výstup z nepřímé ordinace DCA.

Axes		1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	:	0.531	0.032	0.006	0.002	0.733
Lengths of gradient	:	2.432	0.933	0.484	0.378	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	72.4	76.7	77.5	77.8	
Sum of all	eigenvalues					0.733

Výsledky přímé ordinace (RDA) – *redundancy analysis*

V rámci RDA analýzy bylo opět použito ploch jako kovariát. Opět byl testován čas jako proměnná spojitá a jako proměnná binární. V případě testování času jako proměnné spojitě vyšel test průkazný. Kanonická osa vysvětluje 39,4 % variability.

Tabulka X. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojitě).

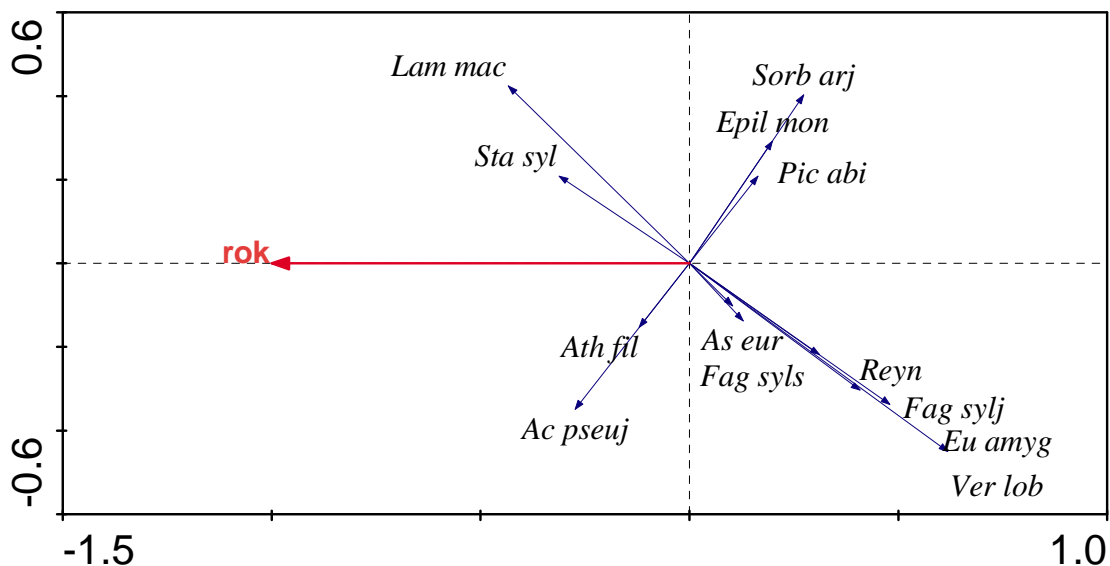
Axes		1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues	:	0.043	0.033	0.018	0.010	1.000
Species-environment correlations	:	0.918	0.000	0.000	0.000	
Cumulative percentage variance						
of species data	:	39.4	69.7	86.0	94.9	
of species-environment relation:		100.0	0.0	0.0	0.0	
Sum of all	eigenvalues					0.110
Sum of all canonical	eigenvalues					0.043

Tabulka X. Výstup z přímé ordinace RDA (kódování času spojité) - pokračování.

Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.043

F-ratio = 3.250

P-value = **0.0180**



Graf 9. Ordinační diagram analýzy RDA, vliv času na rostlinné druhy.

Z ordinačního diagramu (graf č. 9) je patrné, že s časem ubývaly semenáčky *Fagus sylvatica*, druhy *Veratrum lobelianum*, *Euphorbia amygdaloides*, *Reynoutra*, naopak přibývalo *Lamium maculatum* či *Stachys sylvatica*.

V případě testování času jako proměnné binární vyšel test neprůkazný.

5. DISKUSE

Tříletým pozorováním a sběrem fytoocenologických dat na zkoumaných lokalitách v povodí Morávky, při probíhající plošné likvidaci invazních druhů rodu *Reynoutria* a vyhodnocením těchto dat jsem dospěl k závěrům, které jsou obdobné, respektive mají stejnou tendenci na všech pozorovaných stanovištích.

Během aplikace herbicidů došlo k poklesu druhové diverzity a početnosti druhů ve čtyřech vybraných biotopech /stanovištích. Dvě z těchto stanovišť byla lesní a dvě mimo les. Na pokles poukazují tabulky/grafy početnosti druhů. Určité zkrácení těchto výsledků může představovat absolutní počet druhů na jednotlivých stanovištích. Nejmarkantnější pokles byl zaznamenán u lužních lesů. Tento údaj může být dán vyšším počtem druhů lužního lesa citlivých na postřik herbicidy. A také vyšším zastoupením heliofóbních druhů ve společenstvu. Nižší poklesy v bučinách i na náplavech mohou být způsobeny celkově nižším počtem druhů zastoupených v těchto biotopech a rozvolněnějším charakterem vegetace. Bučiny, ve kterých byly vybrány plochy pro odečet fytoocenologických snímků, byly charakteristické nízkou pokryvností. Opět u mezofilních ovsíkových luk došlo k vyššímu poklesu, neboť zde byl zastoupen opět celkově vyšší počet druhů a vyšší pokryvnost.

V lužních lesích docházelo ve srovnání s prvním odečtem před aplikací herbicidu, v roce 2007 k poklesu početnosti křídlatky, semenáčků dřevin, kapradin a sasanky hajní (*Anemone nemorosa*). Pokles početnosti křídlatky lze lehce vysvětlit jejím cíleným odstraňováním. Je ovšem vhodné upozornit na rok 2008, kdy došlo ke zvýšení početnosti juvenilních jedinců křídlatky, tedy po první aplikaci a prvním odstranění biomasy. Tento jev je obvyklý při likvidaci porostů křídlatky, z vlastního pozorování při odstraňování křídlatek v jiných lokalitách lze doložit (Mártonová, 2010), že v prvním roce po začátku likvidace dochází k jejímu houfnému zmlazení. Po následných aplikacích v dalších letech však křídlatky opět ubývalo. Dle dalších výzkumů je však třeba aplikovat herbicid, případně kombinovat s dalšími metodami likvidace dostatečně dlouho, neboť při nárazovité aplikaci herbicidu dochází naopak k silnějšímu rozrůstání porostů křídlatek (Modrý, 2008).

Pokles semenáčků dřevin (*Tilia cordata*, *Quercus petraea*, *Ulmus laevis*) je zřejmě spojen s jejich vyšší citlivostí k zásahu herbicidy. K obdobným závěrům došli i v citované práci (Mártonová, 2010).

Pokles početnosti kapradin (*Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*) pravděpodobně souvisí s jejich požadavky na osvětlení. Kapradiny obecně patří mezi sciofilní druhy, tedy druhy, které nemají v oblibě silnější oslunění. Kapradiny také narůstají později (květen) než např. jarní neofyty. S odstraněním porostů křídlatek, které zde stínily tak mohlo docházet ke zvýšení oslunění a tím i k ústupu stínomilných kapradin. Další z možných vysvětlení lze také hledat v jejich vyšší citlivosti k herbicidům. Citlivější k herbicidům je pravděpodobně i sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), u níž byl taktéž během let zaznamenán ústup.

Naopak početnost vzrůstala u jarních geofytů jako jsou česnek medvědí (*Allium ursinum*), kostival hlíznatý (*Symphytum tuberosum*) a kokořík mnohokvětý (*Polygonatum multiflorum*). To patrně souvisí s prosvětlením porostu poté, co došlo k odstranění stařiny a tím i vyššímu prosvětlení porostu v jarním období, a také v souvislosti s odstraněním silného kompetitora, co se týče získávání živin. V dalších studiích (Šerá, 2008) byly u křídlatek také zaznamenány alelopatické účinky na okolní vegetaci, i to může být jedno z vysvětlení pro zvýšení počtu výše zmíněných druhů. Jejich zvýšení lze dát i do souvislosti s jejich životním cyklem. Tyto druhy stihnou vyrůst, vykvést a vyplodit během jarního období, posléze zatáhnou a v zemi přetrvávají oddenky, cibulemi a hlízami a jsou tedy na rozdíl od ostatních rostlin odolnější či skrytější vůči účinku herbicidu, který byl aplikován až v pozdějším období na listy křídlatek.

Plochy umístěné ve stanovišti šterkových náplavů s židovínkem německým (*Myricaria germanica*) se již od počátku experimentu vyznačovali nízkým počtem druhů a poměrně nízkou pokryvností jednotlivých druhů, což souvisí s měnícími se podmínkami šterkových náplavů a jejich vazbou na povodně. Tyto porosty se vyznačují obecně různou zapojeností, doprovázeny jsou vtroušenými keřovými vrstevkami, složení bylinného patra není vzhledem k počáteční fázi sukcese stabilizované (Chytrý et al. 2001). I vzhledem k této skutečnosti byl prokázán pouze těsně nesignifikantní vliv odstraňování křídlatky na vegetaci. S postupem času se snižovala početnost křídlatek, což lze s ohledem na odstraňování křídlatek a jejich biomasy předpokládat. Z dalších druhů ustupovaly semenáčky javoru klene (*Acer pseudoplatanus*). To opět dokladuje vyšší citlivost semenáčků dřevin k aplikaci herbicidu.

Zaznamenán byl i úhyn židovínku německého (*Myricaria germanica*). To je spojeno s neselektivní metodou aplikace herbicidu a obdobnou reakcí jako u semenáčků dřevin. Při dalším odstraňování křídlatek je tedy třeba zvážit, jakou aplikaci a jakou

metodu likvidace zvolit, zejména s ohledem na zvláště chráněné druhy, které se v území vyskytují.

Naopak s postupujícím časem došlo k nástupu početnosti vikve lesní (*Vicia sylvatica*), mrkve obecné (*Daucus carota*) a netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulosa*). Vzhledem k charakteru stanoviště, kdy dochází vlivem povodní k častým disturbancím, lze nástup netýkavky žláznaté vysvětlit zejména zvýšeným přísunem propagulí i ze vzdálených lokalit výše na toku Morávky, ať už semen nebo kořenujících úlomků s povodněmi či vyššími stavy vody. Narušovaná stanoviště se po odstranění křídlatek tedy často stávají příznivým místem pro další invazní druhy (Bímová, 2004).

Obecně lze tento biotop charakterizovat jako biotop více náchylný k invazím (dalším problematickým druhem krom křídlatek či netýkavky žláznaté je i janovec metlatý). Vzhledem k výskytu zvláště chráněných druhů je však především v tomto biotopu třeba aplikovat herbicid cíleně, nikoliv plošně, a dbát i určitých zásad při pohybu pracovníků.

V lučních porostech došlo k pozitivnímu vývoji, neboť po 2 letech aplikace herbicidu došlo k téměř stoprocentnímu odstranění křídlatky. Toto bylo způsobeno dvěma faktory. Jednak vlastní likvidací a odstraňováním biomasy křídlatky a jednak pravidelným sečením louky. Z tohoto důvodu je třeba apelovat na pravidelné obhospodařování lučních porostů, neboť díky tomuto managementu je riziko šíření invazních druhů velice malé. V současné době se křídlatky šíří především na neobhospodařovaných plochách, pravidelné kosení a odstraňování biomasy tomuto šíření brání. Pokud se však již někde křídlatky vyskytují, je třeba dbát na správnou likvidaci biomasy, aby nedocházelo ke kontaminaci dalších území. Křídlatky jsou schopné zakořenit i z několikagramové části rostliny.

Ústup byl zaznamenán u bršlice kozí nohy (*Aegopodium podagraria*), což je druh spíše vlhčích a zastíněných lokalit. Vzhledem k odstranění stínícího převyšujícího porostu křídlatek a zvýšení oslunění, pak lze jeho ústup vysvětlit. Ustoupily i ruderálnější druhy jako jsou hluchavka bílá (*Lamium album*) či bodlák kadeřavý (*Carduus cirspus*), tento ústup lze vysvětlit spíše pravidelným sečením lokality. Výsledky analýz neprokázaly výrazný vzestup početnosti žádného z přítomných druhů. Lze tedy předpokládat, že v tomto lučním porostu bylo bylinné patro, byť s výskytem křídlatky, dobře vyvinuto a nedošlo k jeho předchozímu potlačení.

Co se týká acidofilních bučin, během likvidace křídlatek docházelo v průběhu let k jejich ústupu. Dalšími druhy, které ustupovaly byly semenáčky buku lesního

(*Fagus sylvatica*), smrku ztepilého (*Picea abies*), jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*). Zde je nutné opět poukázat na vyšší citlivost semenáčků dřevin k aplikaci herbicidu, a to jak semenáčů listnatých dřevin, tak semenáčů dřevin jehličnatých. Překvapivý je i ústup vrbovky úzkolisté (*Epilobium angustifolium*) a vrbovky horské (*Epilobium montanum*) a také kýchavice Lobelovy (*Veratrum album*), u těchto bylin se tedy projevila také větší citlivost k herbicidům.

Přibývalo naopak bylin typických pro bučiny, resp. pro údolní jasanovo-olšové luhy, zejména papratka samičí (*Athyrium filix-femina*), hluchavka skvrnitá (*Lamium maculatum*) a čistec lesní (*Stachys sylvatica*). Nástup těchto druhů může být spojen s alelopatickými účinky křídlatek, ke kterým tyto byliny mohou být náchylnější.

Obecně lze opět poznamenat, že acidofilní bučiny bývají druhově chudší, s nižší pokryvností, což může mít vliv i na výsledky analýz.

6. ZÁVĚR

Po vyhodnocení nashromážděných dat se ukázalo, že na všech čtyřech stanovištích byl patrný úbytek rostlinných taxonů, případně jejich pokryvnosti, po aplikaci herbicidu na druhy rodu *Reynoutria*. Domnívám se, že tyto změny jsou zapříčiněny především úletem použitého herbicidu, postižením také bylinného patra a tím zapříčiněný úbytek taxonů.

Další možnou příčinou snížení druhové rozmanitosti může být celková náhlá změna podmínek prostředí po náhlém odstranění velkého množství biomasy, kterou křídlatky představují, změna zastínění, mikroklima.

Avšak dá se předpokládat, že po takto razantním potlačení křídlatek dojde k nárůstu druhové rozmanitosti bylinného patra. Dá se předpokládat, že křídlatku se na pozorovaných lokalitách nepodařilo zcela zlikvidovat, je tedy pravděpodobné, že křídlatky budou opět bojovat o svá území a bude zajímavé sledovat jak se jim to bude dařit.

7. LITERATURA

ALARM (2011). Assessing Large scale Risks for biodiversity with tested Methods [online]. přečteno 15. 9. 2011, Dostupné z: <<http://www.alarmproject.net>>

Anonymous (2008). Přírodní stanoviště. *Biomonitoring [online] přečteno 2. 11. 2010*, Dostupný z <<http://www.biomonitoring.cz/stanoviste.php?stanovisteID=54>>.

Anonymous (2010). Křídlatka japonská [online]. přečteno 5. 5. 2010, Dostupné z <http://www.forestportal.sk/ForestPortal/>.

Bailey, J.P., and Conolly, A. P. (2000). Prize - winners to pariahs - A history of Japanese Knotweed s.l. (*Polygonaceae* in the British Isles). *Watsonia* 23, 93-110.

Beerling, D.J. (1994). *Fallotropa japonica* (Houtt.) Ronse Descreene. *Oxford: J Ecol.*

Bímová, K., Mandák, B. and Kašparová, I. (2004). How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility? *Journal of Vegetable Science* 15, 495-504.

Bímová, K., Mandák, B. and Pyšek, P. (2001). Experimental control of *Reynoutria* congeners: a comparative study of a hybrid and its parents. In Brundu, G., Brocks, J., Camarda, I., Child, L. and Wade, M. [eds.], *Plant invasions: species ecology and ecosystem management. Backhuys Publisher Leiden*, 283-290.

Blumenthal, D. (2005). Interrelated causes of plant invasion. *Science* 310, 243-244.

Černý, Z., Neruda, J., Václavík, F. (1998). *Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace. (Vyd 1) Praha: Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství České republiky.*

Daayf, F., Ongena, M. Boulanger, R., Hadrami, I.L. and Belanger, R.R. (2000). Induction of phenolic compounds in two cultivars of cucumber by treatment of hilly and powdery mildew - infected plants with extracts of *Reynoutria sachalinensis*. *Journal of Chemical Ecology* 26, 1579-1593.

DAISIE (2011). Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe [online]. přečteno 2. 10. 2011, Dostupné z: <http://www.europe-aliens.org>.

- de Waal, L.C. (1995). Treatment of *Fallopia japonica* near water: A case study. - In Pyšek, P., Prach, K., Rejmánek, M. and Wade, M. [eds.], *Plant invasions: general aspects and special problems*. . *SPB Academia Publishing Amsterdam*, 141-150.
- Edwards, R.E., and Howell, R. (1989). Welsh rivers and reservoirs. Management for wild life conversation. *Regul River 4*, 213-223.
- Gerža, M. (2005). Zelení cizinci. Křídlatka. *Orlický týdeník, Rychlov nad Kněžnou 46*, 5.
- Goodwin, B.J., McAllister, A.J., Fahrig, L. (1999). Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology 13*, 422-426.
- Herben, T., Münzbergová, Z. (2003). Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení., Praha.
- Hronďová, Z., Krahulec, F., Rehořek, V. (1997). Biologie rostlinných druhů *Zprávy České botanické společnosti, Materiály 18*.
- Hrušková, H., Hofbauer, J. (1997). Pozor na invazní rostlinu - křídlatku. *Farmář 3*.
- Huleš, L. (2011). Patří křídlatka do kultury nebo ne? *Biom.cz* [online]. přečteno 1. 4. 2011, Dostupné z <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/patri-kridlatka-do-kultury-nebo-ne>>.
- Child, L.E., Wade, M. and Hathaway, S. (2001). Strategic invasive plant management, linking polycy and practice: a case study of *Fallopia japonica* in Swansea, South Wales (UK). In: Brundu, G., Brock, J.H., Camarda, L., Child, L. and Wade, M. [eds.], *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. *Backhuys Publisher Leiden*, 291-302.
- Child, L.E., Wade, P.M. and Wagner, M. (1998). Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. In: Starfinger, U., Edwords, K., Kowarik, I. and Williamson, M. [eds.], *Plant invasions - Ecological mechanism and human responses*. *Backhuys Publisher Leiden*, 143-154.
- Chytrý, M., Maskell, L.C., Pino, J., Pyšek, P., Vila' M., Font, X. and Smart, S.M. (2008). Habitat invasions by alien plants: A quantitative comparison among

Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45, 448-458.

Inoue, M., Nishimura, H., Li, H.H. and Misutani, J. (1992). Allelochemicals from *Polygonum sachalinense* Fr. Schm. (Polygonaceae). *Journal of Chemical Ecology* 18, 1833-1840.

Janzová, A. (2008). Výskyt invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky v povodí Divoké Orlice (CHKO Orlické hory). *Bakalářská práce, Ostravská univerzita*.

Konstatinidou - Doltsins, S., and Schmitt, A. (1998). Impact of treatment with plant extracts from *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt.) Nakai on intensity of powdery mildew severity and yield in cucumber under high disease pressure. *Crop Protection* 17, 649-656.

Kretz, M. (1994). Kontrola křídlatky japonské na tekoucích vodách, I. Vyzkoušení vybraných metod. Zemský úřad pro ochranu životního prostředí Baden - Württemberg, Ministerstvo životního prostředí, Stuttgart.

Levin, D.A. (2003). The ecological transition in speciation. *New Phytologist* 161, 91-96.

Lodge, D.M., Shrader-Frechette, K. (2003). Nonindigenous species: ecological explanation, environmental ethics, and public policy. *Conservation Biology* 17, 31-37.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10, 689-710.

Mácholová, L. (2003). Sekundární metabolity. *Masarykova univerzita, Brno*.

Mandák, B. (2006). *Reynoutria japonica*. In: Mlíkovský, J., Stýblo, S. [eds.]: *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP*.

Mandák, B., Pyšek, P. (1997). Druhy rodu *Reynoutria* na území ČR. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 14, 45-57.

- Mandák, B., Pyšek, P., Bímová, K. (2004). History of the invasion and distribution of *Reynoturia* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76, 15-64.
- Manchester, S.J., Bullock, J. (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology* 37, 845-864.
- Mártonová, M. (2010). Obnova rostlinných společenstev po odstranění invazního rodu *Reynoutria*. *Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky UK, Praha*.
- Mitchell, C.E., Power, A.G. (2003). Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature* 421, 625-627.
- Mlíkovský, J., Stýblo, P. (2006). Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. *ČSOP*.
- Modrý, M. (2008). Likvidace invazních rostlin v teorii a praxi, výstupy projektů „Likvidace invazních rostlin v povodí Nisy“, Likvidace invazních druhů rostlin v okrese Löbau-Zittau“. *Liberecký kraj, resort rozvoje venkova, zemědělství, životního prostředí a informatiky*.
- Moravec, J. (1994). Fytocenologie. *Academia, Praha*, 403.
- Mueller - Dombois, D., and Ellenberg, H. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. *New York*.
- Pavela, R., Vrchotová, N. and Šerá B. (2006). Growth inhibition activity of extracts from plants of genus *Reynoutria* on larvae *Spodoptera littoralis*. *Sborník příspěvků XVII české a slovenské konference o ochraně rostlin*, 505-509.
- Pergl, J. (2008). Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 43, 183-192.
- PRATIQUÉ (2011). Enhancements of Pest Risk Analysis TechnIQUEs [online]. *přečteno 5. 10. 2011*, Dostupné z: <https://secure.fera.defra.gov.uk/pratique/>.
- Pyšek, P. (2001a). Které biologické vlastnosti usnadňují invazi rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 36, 21-30.

- Pyšek, P. (2008a). Projekty 6. rámcového programu Evropské unie zaměřené na biologické invaze: DAISIE a ALARM. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 23 43, 199-211.
- Pyšek, P., and Richardson, D.M. (2007). Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. *Progress in Physical Geography* 31, 659-666.
- Pyšek, P., Chytrý M., Moravcová L., Pergl J., Perglová I. Prach K. a Skálová H. (2008b). Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 23, 1-222.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Prach, K. (2008c). Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti* 23, 3-15.
- Pyšek, P., Prach, K. (1994). How important are rivers for supporting plant invasions? *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*, 19-26.
- Pyšek, P., Sádlo, J. (2004a). Zavlečené rostliny: sklízíme, co jsme zaseli? *Vesmír* 83, 35-40.
- Pyšek, P., Sádlo, J. (2004b). Zavlečené rostliny - jak je to u nás doma? Zelení cizinci a nové krajiny. *Vesmír* 83, 83-85.
- Pyšek, P., Tichý, L. (2001b). Rostlinné invaze. *Rezekvítek*, 23-25 Brno.
- Rejmánek, M., Richardson, D.M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77, 1655-1661.
- Richardson, D.M., Curtis, C.D., Leishman, M.R., Pauchard, A., Pyšek, P. (2010). Plant invasions: theoretical and practical challenges. *Biological Invasions* 12, 3907-3911.
- Richardson, D.M., Pyšek, P. (2008). Fifty years of invasion ecology - the legacy of Charles Elton. *Diversity and Distributions* 14, 161-168.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity Distribution* 6, 93-107.

Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neil, P., Parker, I.M. (2001). The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 305-332.

Shine, C., Kettunen, M., ten Brink, P., Genovesi, P. and Gollasch, S. (2009). TECHNICAL SUPPORT TO EU STRATEGY ON INVASIVE ALIEN SPECIES (IAS) *Institute for European Environmental Policy*.

Singr, M. (2011). Invazní rostliny - máme v boji proti nim řešení? *ekolist.cz [online] přečteno 7. 10. 2011*, Dostupné z <http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/invazni-rostliny-mame-v-boji-proti-nim-reseni>

Soll, J. (2004). Controlling knotweed (*Polygonum cuspidatum*, *P. sachalinense*, *P. polystachyum* and hybrids) in the Pacific Northwest. *The Nature Conservancy, Oregon Field Office*.

Šerá, B., Vrchotová, N., Cvrčková, K. a Krejčová, J. (2008). Příspěvek ke studiu fytotoxických vlastností křídlatek (*Fallopia*). *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 23, 141-150.

Šrubař, M. (2008). Likvidace křídlatky tzv. Beskydským postupem. *Veronika* 19, 19-21.

Třešňák, M. (2004). Ekonomické aspekty biologické invaze rostlin rodu křídlatka - případová studie. *Diplomová práce, Fakulta humanitních studií UK, Praha*.

Vaníčková, E., Kalvoda, J. (2006). Geomorfologický vývoj údolí Divoké Orlice v oblasti Zemské brány, Orlické hory. In.: Smolová, I. [eds.]: Geomorfologické výzkumy v roce 2006. *Vydavatelství UP v Olomouci*, 300-305.

Višňák, R. (1997). Invazní neofyty v severní části České republiky. *Zprávy České Botanické společnosti* 32, *Materiály* 14, 105-115.

Walther, G.R., Gritty, E.S., Berger, S., Hickler, T., Tyng, Z.Y., Sykles, M.T. (2007). Palms tracking climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16, 801-809.

Williamson, M., and Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 1661-1666.

8. PŘÍLOHY

- Příloha č. 1 Stálostní snímek smíšeného jasano-olšového lužního lesa
- Příloha č. 2 Stálostní snímek alpské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým
- Příloha č. 3 Stálostní snímek extenzivní sečené louky nížin až podhůří
- Příloha č. 4 Stálostní snímek bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*
- Příloha č. 5 Zakreslení sledovaných ploch
- Příloha č. 6 Mapa přírodních stanovišť v povodí Morávky
- Příloha č. 7 Fotodokumentace

Příloha č. 1 Stálostní snímek smíšeného jasano-olšového lužního lesa

91E0	STÁLOSTNÍ TABULKA																	
	2007						2008						2009					
ROK	1	2	3	4	ai	Ci	1	2	3	4	ai	Ci	1	2	3	4	ai	Ci
pořadové číslo	1	2	3	4			1	2	3	4			1	2	3	4		
Pracovní číslo	1	2	3	4			1	2	3	4			1	2	3	4		
celkový počet druhů	20	17	21	19			19	17	20	18			12	12	16	18		
E3 - počet druhů																		
<i>Fraxinus excelsior L.</i>	1	2	+	+	4	100	1	2	+	+	4	100	1	2	+	+	4	100
<i>Tilia cordata Mill.</i>		3	-	3	3	75		3	-	3	3	75		3	-	3	3	75
<i>Cerasus avium L.</i>	-		-		2	50	-		-		2	50	-		-		2	50
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	1		3		2	50	1		3		2	50	1		3		2	50
<i>Sorbus aria Crantz</i>		-			1	25		-			1	25		-			1	25
E2 - počet druhů																		
<i>Reynoutria sp.</i>			+	+	2	50			1	+	2	50				1	1	25
<i>Cerasus avium L.</i>			-		1	25			+		1	25			-		1	25
<i>Picea abies L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
E1 - počet druhů																		
<i>Lamium maculatum L.</i>	+	+	+	+	4	100	+	+	+	+	4	100	+	+	+	+	4	100
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	2	+		+	3	75	1	+		+	3	75	+	-		+	3	75
<i>Anemone nemorosa L.</i>	3		3	2	3	75	2		2	1	3	75	2		2	1	3	75
<i>Asarum europaeum L.</i>	2	3	1		3	75	2	3	1		3	75	1	2	1		3	75
<i>Angelica sylvestris L.</i>	1		1	4	3	75	1		1	3	3	75	1		1	4	3	75
<i>Symphytum tuberosum L.</i>	+		1	+	3	75	1		1	+	3	75	2		2	+	3	75
<i>Ficaria verna Huds.</i>	+		2	+	3	75	+		2	1	3	75	1		1	1	3	75
<i>Allium ursinum L.</i>	1		2		2	50	2		2		2	50	3		2		2	50
<i>Polygonatum multiflorum L.</i>	1		1		2	50	+		1		2	50	2		2		2	50
<i>Galeobdolum luteum Huds.</i>		1	+		2	50		1	+		2	50		1	+		2	50
<i>Alliaria petiolata Cavara et Grande</i>			+	+	2	50			+	+	2	50			+	1	2	50
<i>Reynoutria sp.</i>	+		+	1	3	75	1		2	1	3	75				+	1	25
<i>Ajuga reptans L.</i>	+	+		+	3	75	+	+		+	3	75				+	1	25
<i>Viola odorata L.</i>		1			1	25		1			1	25		1			1	25
<i>Euphorbia esula L.</i>		2			1	25		2			1	25		1			1	25
<i>Veronica chamaedrys L.</i>		+			1	25		+			1	25		-			1	25
<i>Scrophularia nodosa L.</i>		+			1	25		+			1	25		+			1	25
<i>Fraxinus excelsior L.</i>		+			1	25		+			1	25		+			1	25
<i>Anemone ranunculoides L.</i>			1		1	25			+		1	25			+		1	25
<i>Lamium purpureum L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Glechoma hederacea L.</i>				1	1	25				1	1	25				+	1	25
<i>Galium aparine L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Rubus idaeus L.</i>				-	1	25					0	0				+	1	25
<i>Impatiens noli-tangere L.</i>				1	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Epilobium angustifolium L.</i>				+	1	25				+	1	25				+	1	25
<i>Quercus petraea Liebl.</i>	+	+			2	50	+	+			2	50					0	0
<i>Athyrium filix-femina L.</i>	+		-		2	50	+		+		2	50					0	0
<i>Oxalis stricta L.</i>	-				1	25					0	0					0	0
<i>Tilia cordata Mill.</i>	+				1	25	+				1	25					0	0
<i>Rubus fruticosus L.</i>	+	-	+		3	75	+	-	+		3	75					0	0
<i>Dryopteris filix-mas L.</i>	-				1	25	+				1	25					0	0
<i>Ulmus laevis Pall.</i>		+			1	25		+			1	25					0	0
<i>Ranunculus repens L.</i>		-			1	25		-			1	25					0	0
<i>Melandrium rubrum Garcke</i>			-		1	25					0	0					0	0

Příloha č. 2 Stálostní snímek alpské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým

3230	STÁLOSTNÍ TABULKA														
	2007					2008					2009				
ROK	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
Pořadové číslo	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
Pracovní číslo	9	10	11			9	10	11			9	10	11		
Celkový počet druhů	19	22	17			20	22	16			19	19	16		
E3 - počet druhů															
<i>Myricaria germanica</i>	2	2	1	3	100	2	2		2	67	2			1	33
<i>Alnus viridis</i> Chaix	1	1	+	3	100	1	1	+	3	100	1	1	+	3	100
<i>Salix eleagnos</i> Scop.	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Alnus incana</i> L.			1	1	33			1	1	33			1	1	33
<i>Salix daphnoides</i> Vill.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
E1 - počet druhů															
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	1	+	2	3	100	1	+	2	3	100	1	+	2	3	100
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	+	1	1	3	100	+	1	+	3	100	+	+	+	3	100
<i>Spergularia rubra</i> L.	1	2	1	3	100	1	2	+	3	100	1	1	+	3	100
<i>Echium vulgare</i> L.	-	+		2	67	-	+		2	67		1		1	33
<i>Centaurea jacea</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	1	+		2	67
<i>Centaureum erthyaea</i> Rafn	-	-	-	3	100	+	+	-	3	100	+	+	+	3	100
<i>Tetragonolobus maritimus</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	-	+		2	67
<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Melilotus albus</i> Medik.	-	1		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Mentha longifolia</i> L.	1			1	33	1			1	33	+			1	33
<i>Petasites hybridus</i> L.	1			1	33	+			1	33					0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	-			1	33	-			1	33	+			1	33
<i>Cirsium vulgare</i> Tewore	-		-	2	67	-		-	2	67	-		-	2	67
<i>Taraxacum officinale</i> Web.	+			1	33	+			1	33	+			1	33
<i>Impatiens glandulifera</i>	-			1	33	+	+		2	67	-	+		2	67
<i>Reynoutria</i> sp.		1		1	33					0	+			1	33
<i>Elymus caninus</i> L.		+	1	2	67		1	1	2	67		1	1	2	67
<i>Vicia hirsuta</i> L.		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Galium pumilum</i> Murray		+	+	2	67		+	+	2	67			+	1	33
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.		+	-	2	67		+	-	2	67			-	1	33
<i>Aegopodium podagraria</i> L.		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Hypericum hirsutum</i> L.		-	1	2	67		-	+	2	67			-	1	33
<i>Vicia cracca</i> L.		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Daucus carota</i> L.		-		1	33		-		1	33		+		1	33
<i>Equisetum palustre</i> L.			+	1	33			+	1	33			-	1	33
<i>Urtica dioica</i> L.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
<i>Geranium Robertianum</i> L.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
<i>Humulus lupulus</i> L.			+	1	33			+	1	33			+	1	33
<i>Vicia sylvatica</i>					0	+			1	33	+	-		2	67

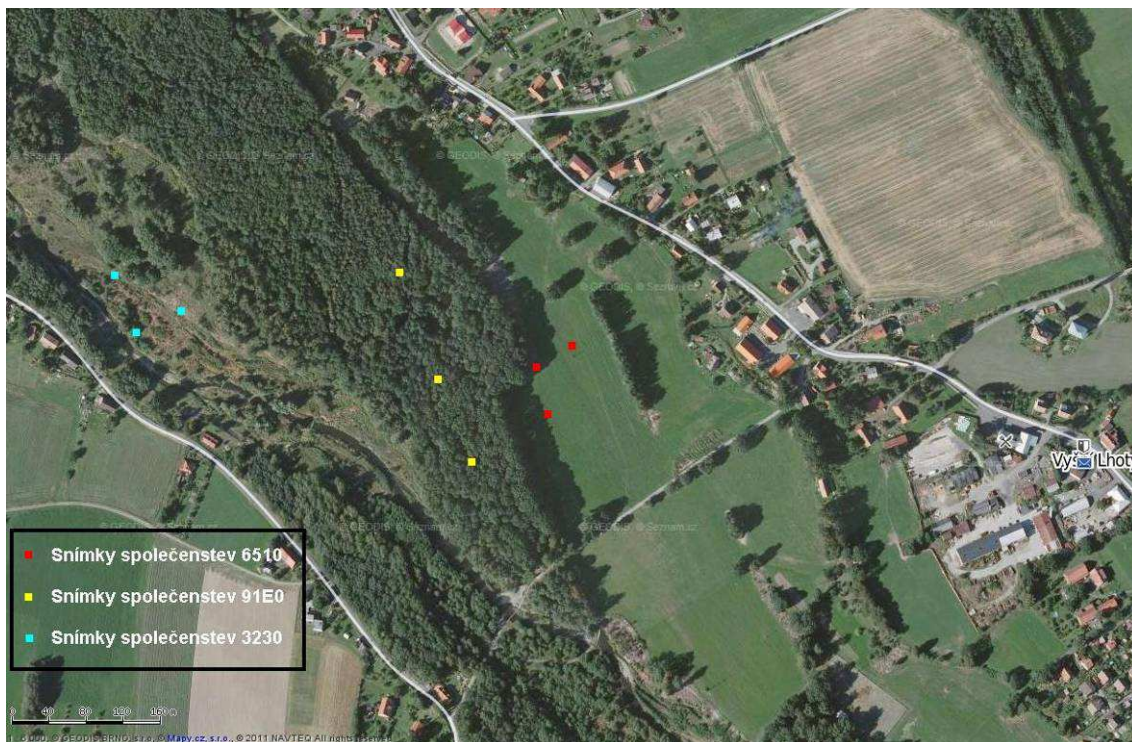
Příloha č. 3 Stálostní snímek extenzivní sečené louky nížin až podhůří

6510	STÁLOSTNÍ TABULKA														
	2007					2008					2009				
ROK	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
pořadové číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
Pracovníé číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
celkový počet druhů	16	15	16			16	13	9			13	13	8		
E1 - počet druhů															
<i>Reynoutria sp.</i>	+	+		2	67	+	+		2	67	-	-		2	67
<i>Trifolium pratense L.</i>	+	+	+	3	100	1	+	1	3	100	+	+	+	3	100
<i>Urtica dioica L.</i>	+		+	2	67	+		1	2	67	+		1	2	67
<i>Rumex acetosa L.</i>	2	1	1	3	100	1	+		2	67	1	1		2	67
<i>Aegopodium podagraria L.</i>	2	2	+	3	100	+	1	+	3	100		+	+	2	67
<i>Crepis biennis L.</i>	-			1	33	+			1	33	+			1	33
<i>Lamium album L.</i>	+	+	+	3	100	+	+	+	3	100	+	+		2	67
<i>Trifolium repens L.</i>	1	1	1	3	100	+	+	1	3	100	+	+	+	3	100
<i>Plantago major L.</i>	+	+		2	67	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Artctium tomentosum Mill.</i>	+			1	33					0					0
<i>Capsella bursa-pastoris L.</i>	-			1	33	-			1	33	-			1	33
<i>Taraxacum officinale Web.</i>	1	1	-	3	100	+	+	+	3	100	+	+	1	3	100
<i>Lolium perenne L.</i>	3	3	2	3	100	3	3	3	3	100	3	2	2	3	100
<i>Agrostis stolonifera L.</i>	1	+		2	67	+	+		2	67	1			1	33
<i>Dactylis glomerata L.</i>	+	+	-	3	100	-	+	-	3	100		1	+	2	67
<i>Rumex obtusifolius L.</i>	2	1	1	3	100	+	+		2	67	+	+		2	67
<i>Achillea millefolium L.</i>					0	+			1	33					0
<i>Carduus crispus L.</i>		+		1	33					0					0
<i>Alopecurus pratensis L.</i>		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Tussilago farfara L.</i>		+		1	33					0		+		1	33
<i>Heracleum sphondylium L.</i>			1	1	33			+	1	33			+	1	33

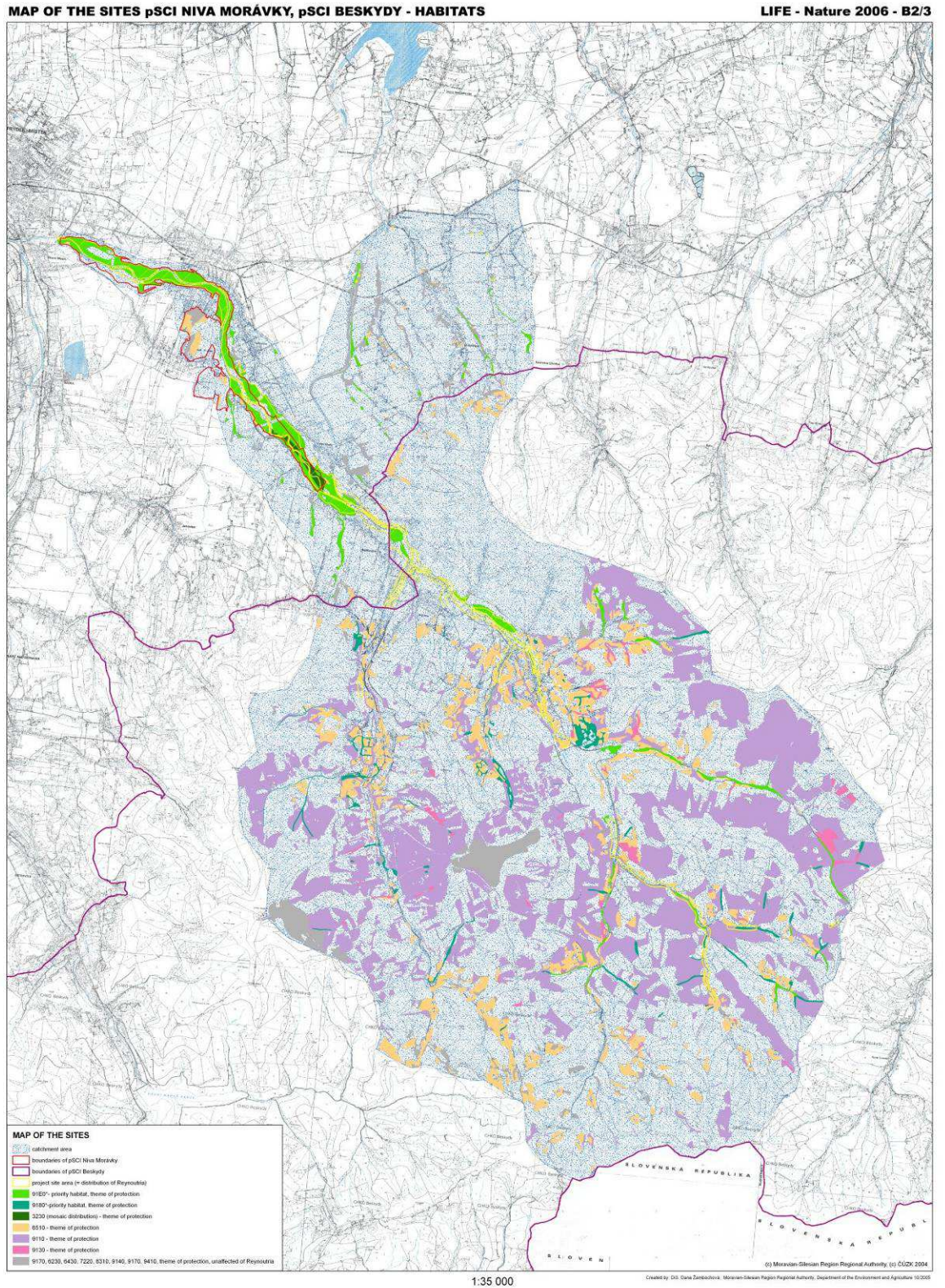
Příloha č. 4 Stálostní snímek bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*

9110	STÁLOSTNÍ TABULKA														
	2007					2008					2009				
ROK	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci	1	2	3	ai	Ci
pořadové číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
Pracovníé číslo	1	2	3			1	2	3			1	2	3		
celkový počet druhů	18	12	16			16	11	9			19	11	8		
E3 - počet druhů															
<i>Fagus sylvatica L.</i>	2	2	2	3	100	2	2	2	3	100	2	2	2	3	100
<i>Fraxinus excelsior L.</i>	-			1	33	-			1	33	-			1	33
<i>Quercus petraea Liebl.</i>		-	+	2	67		-	+	2	67		-	+	2	67
E2 - počet druhů					0					0					0
<i>Corylus avellana L.</i>	1			1	33	1			1	33	1			1	33
<i>Fagus sylvatica L.</i>	1			1	33	-			1	33	+			1	33
E1 - počet druhů					0					0					0
<i>Reynoutria sp.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	-		-	2	67
<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	1	+	+	3	100	1	+	+	3	100	1	1	+	3	100
<i>Cnautia drymeia Heuffel</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Geranium robertianum L.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Euphorbia esula L.</i>	+		-	2	67	-		-	2	67	+		-	2	67
<i>Euphorbia amygdaloides L.</i>	+		-	2	67	-		-	2	67	-			1	33
<i>Oxalis acetosella L.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Asarum Europaeum L.</i>	1		1	2	67	+		1	2	67	+		1	2	67
<i>Lamium maculatum L.</i>	-	+	+	3	100	+	+	+	3	100	+	+	+	3	100
<i>Stachys sylvatica L.</i>	-		-	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Galium odoratum L.</i>	+		+	2	67	+		+	2	67	+		+	2	67
<i>Veratrum lobelianum Bernh.</i>	1		+	2	67	+		-	2	67					0
<i>Tussilago farfara L.</i>	1		1	2	67	1		1	2	67	1		1	2	67
<i>Fagus sylvatica L.</i>	1	+	+	3	100	1	+	+	3	100	+	+	-	3	100
<i>Athyrium filix-femina L.</i>		+		1	33		+		1	33		1		1	33
<i>Festuca pratensis Huds.</i>		+		1	33		1		1	33		+		1	33
<i>Luzula luzuloides Lam.</i>		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Sorbus aria Crantz.</i>		+	+	2	67			+	1	33			+	1	33
<i>Vaccinium uliginosum L.</i>		+		1	33		+		1	33		+		1	33
<i>Picea abies L.</i>		+		1	33		+		1	33		-		1	33
<i>Epilobium montanum</i>		+		1	33		-		1	33		-		1	33

Příloha č. 5 Zakreslení sledovaných ploch



Příloha č. 6 Mapa přírodních stanovišť v povodí Morávky



Příloha č. 7 Fotodokumentace

7.1 Smíšený jasano-olšový lužní les v roce 2007



7.2 Smíšený jasano-olšový lužní les v roce 2009



7.3 Alpínské řeky a jejich dřevinná vegetace s židovínkem německým – vlevo rok 2007, vpravo rok 2009



7.4 Extenzivní sečená louka v roce 2007



7.5 Extenzivní sečená louka v roce 2009



7.6 Bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*



7.7 Bučiny asociace *Luzulo-Fagetum*

