

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra Ekologie**



**Diverzita a ekologie členovců akátových fragmentů  
v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině  
Českého termofytika**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**Vedoucí práce: Ing. Martin Štrobl  
Konzultant: Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.**

**Bakalant: Barbora Tojfllová**

**Praha 2018**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Barbora Tojfllová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Diverzita a ekologie členovců akátových fragmentů v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině Českého termofytika

Název anglicky

Diversity and ecology of arthropods of black locust forest patches in the intensive agricultural landscape of the Czech thermophyticum

---

Cíle práce

Cílem práce je (i) formou literární rešerše shrnout dosavadní poznatky o vlivu invazních rostlin na členovce a jejich roli v krajině v kontextu biodiverzity a ochrany přírody. A zejména vlastním experimentem (ii) porovnat diverzitu a složení společenstev členovců izolovaných lesních fragmentů tvořených invazní dřevinou trnovníkem akátem a původními dřevinami v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině Českého termofytika.

Metodika

V experimentu bude vybráno 30 zájmových ploch představujících zalesněné fragmenty v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině Českého termofytika. Polovina ploch (15) bude tvořena dominantními porosty trnovníku akátu a druhá polovina ploch původními druhy dřevin (zejména duby). Všechny plochy budou izolovány ornou půdou od okolních habitatů. Výzkum bude zaměřen na zachycení hlavních ekologických skupin členovců pomocí několika metod sběru. Epigeičtí členovci budou odchyťováni metodou zemních pastí, herbivorní skupiny s denní aktivitou metodou smýkání vegetace a skupiny s noční aktivitou pomocí světelných LED lapačů. Na každé ploše budou všechny metody sběru dat prováděny vždy 1 × za měsíc od května do září 2016, s výjimkou sběru členovců s noční aktivitou, který bude prováděn již od dubna. Materiál ze všech vzorků bude tříděn v laboratoři a determinován do řádů, podřádů, případně čeledí. Na zájmových plochách budou zaznamenány vegetační a environmentální proměnné vlastních ploch a jejich okolí, které mohou mít vliv na společenstvo členovců. Získaná data budou analyzována v prostředí programů R a Canoco 5.0.

Doporučený rozsah práce

30-40 stran

Klíčová slova

Invazní rostliny, biodiverzita, homogenita krajiny, Arthropoda, *Robinia pseudoacacia*.

---

Doporučené zdroje informací

Buchholz S., Tietze H., Kowarik I., Schirmel J., 2015: Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods. PLoS ONE 10(9): 1–15.

Cierjacks A., Kowarik I., Joshi J., Hempel S., Ristow M., v. d. Lippe M., Weber E., 2013: Biological Flora of the British Isles: *Robinia pseudoacacia*. Journal of Ecology 101: 1623–1640.

Degomez T., Wagner R. M., 2001: Arthropod diversity of exotic vs. native *Robinia* species in northern Arizona. Agricultural and Forestry Entomology 3: 19–27.

Litt A. R., Cord E. E., Fulbright T. E., Schuster G. L., 2014: effects of invasive plants to Arthropods. Conservation Biology 28: 1532–1549.

Nakamura N., Burwell C. J., Lambkin C. L., Katabuchi M., McDougall A, Raven R. J., Neldner V. J., 2015: The role of human disturbance in island biogeography of arthropods and plants: an information theoretic approach. Journal of Biogeography 42: 1406–1417.

van Hengstum T., Hooftman D. A. P., Oostermeijer J. G. B., van Tienderen P. H., 2014: Impact of plant invasion on local arthropod communities: a meta-analysis. Journal of Ecology 102: 4–11.

---

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Martin Štrobl

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Mgr. Tomáš Kadlec, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 17. 01. 2018

---

## Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Martina Štrobla. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze 25. dubna 2018

.....

## Poděkování

Děkuji vedoucímu mé bakalářské práce Ing. Martinovi Štroblovi za velkou podporu, trpělivost a cenné připomínky a rady. Dále bych ráda poděkovala celé své rodině a přátelům za pevné nervy a obrovskou pomoc a podporu.

V Praze 25. dubna 2018

Barbora Tojfllová

## Abstrakt

Vlivem intenzifikace zemědělství je produkční agrární krajina na většině území České republiky silně homogenní, což vede k poklesu druhové biodiverzity. Z tohoto hlediska jsou velmi důležité právě mimoprodukční biotopy, které podporují zvýšení heterogenity krajiny a diverzity členovců. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.) je jednou z nejrozšířenějších invazních dřevin v Evropě a často jeho porosty tvoří právě tyto mimoprodukční biotopy. Proto bylo cílem této práce pomocí multitaxonomického přístupu porovnat abundanci a diverzitu členovců izolovaných lesních fragmentů tvořených invazní dřevinou trnovníkem akátem a původními dřevinami v intenzivně obhospodařované agrární krajině Českého termofytika.

V rámci zájmového území bylo vybráno 30 lesnatých ostrovů izolovaných od okolních habitatů ornou půdou. Přičemž 15 ploch bylo dominantně tvořeno porosty trnovníku akátu a 15 ploch porosty původních dřevin. Sběr členovců byl svým multitaxonomickým přístupem zaměřen na nejdůležitější trofické gildy členovců (s výjimkou opylovačů) a byl prováděn v období od dubna do září roku 2016. Konkrétně byli členovci odchyťováni pomocí zemních pastí, smýkání a světelných lapačů.

Celkově bylo odchyceno 51 479 jedinců z 920 druhů členovců včetně 74 druhů Červeného seznamu bezobratlých a pavouků ČR. V akátových ostrovech byl zjištěn průkazně nižší celkový počet jedinců členovců, naopak nebyl prokázán negativní dopad trnovníku akátu na celkový počet druhů členovců. Odezvy počtu jedinců i druhů členovců na invazi trnovníku akátu se lišily na základě trofické specializace zájmových taxonů. Překvapivě nebyl zjištěn negativní dopad na většinu převážně herbivorních skupin členovců mimo nočních motýlů. To je nejspíše způsobeno heterogennější strukturou akátových porostů, kdy byla diverzita herbivorních druhů korunového patra nahrazena druhy vázanými na podrost akátin. Majorita nočních motýlů v lesním prostředí je vázána na korunové patro, které u akátu hostí minimum herbivorů. Kromě síťokřídlých nebyly prokázány negativní dopady na počet druhů převážně dravých skupin členovců. Naopak počet druhů pavouků a sekáčů byla prokazatelně vyšší v akátových porostech. Trnovník akát rovněž neměl negativní vliv na detritovorní mnohonožky.

Akátové lesnaté ostrůvky situované v intenzivně obhospodařované agrární krajině tak mohou pro některé taxony členovců fungovat jako refugium diverzity nejspíše obdobně kvalitně jako ostrůvky tvořené porosty nepůvodních dřevin. Pro vyvození validnějších závěrů z tohoto výzkumu je třeba nasbíraná data podrobit sofistikovanější statistické analýze, a dále se pokusit získat detailnější informace o struktuře společenstev zájmových skupin členovců, s čímž je počítáno v navazující diplomové práci.

**Klíčová slova:**

Invazní rostliny, biodiverzita, homogenita krajiny, Arthropoda, Robinia pseudoacacia

## Abstract

Due to the intensification of agriculture, the production agrarian landscape is very homogeneous in most of the Czech Republic which leads to a decline in species biodiversity.

From this point of view, extra-productive biotopes that promote the heterogeneity of the landscape and the diversity of the arthropods are very important. *Robinia pseudoacacia* L. is one of the most widespread invasive species in Europe, and often its stands are made up of these non-productive habitats. Therefore, the aim of this thesis was to compare the abundance and diversity of arthropods of isolated forest fragments formed by invasive woody species by the acacia and the original woody species in intensively managed agrarian landscape of the Czech thermophytics using a multitaxonomic approach.

Within the area of interest, 30 wooded islands were isolated from the arable soil habitats. Whereas the 15 areas were predominantly made of acacia tree trunks and 15 areas of original tree species. The collection of arthropods using a multitaxonomic approach was focused on the most important trophic groups of arthropods (with the exception of pollinators) and was conducted between April and September 2016. Specifically, arthropods were trapped by landing traps, skidding and light catchers.

Altogether, 51,479 individuals were captured from 920 species of arthropods, including 74 species of the Red List of invertebrates and spiders of the Czech Republic. Acacia islands were found to have a significantly lower total number of arthropod individuals; on the other hand, the negative impact of the trunk acacia on the total number of arthropod species was not proven. The responses of the number of individuals and species of arthropods to the invasion of the acacia trunk varied on the basis of trophic specialization of interest taxons. Surprisingly, no negative impact on most predominantly herbivorous groups of arthropods outside the moths was found. This is most likely due to the more heterogeneous structure of acacia stands, when the diversity of herbivorous species of treetop floor was replaced by species bound to acacia undergrowth. The majority of moths in the forest environment is tied to the treetop floor, which hosts a minimum of herbivores. Except from lacewings no negative impacts on the number of predominantly predatory arthropod groups have



been demonstrated. On the contrary, the number of species of spiders and harvestmen was demonstrably higher in acacia growths. Acacia also did not have a negative impact on detritivory millipedes.

Acacia forest islands located in intensively farmed agrarian landscapes can, for some arthropod taxons, function as a refugium of diversity, probably similar to that of islands made up of non-native tree species. To derive more valid conclusions from this research, the data collected should be subject to a more sophisticated statistical analysis, and to try to obtain

more detailed information about the structure of association groups of arthropods, which is calculated in the subsequent diploma thesis.

**Key words:**

Invasive plants, biodiversity, landscape homogeneity, Arthropoda, Robinia pseudoacacia

# Obsah

1	Úvod .....	11
2	Cíle práce.....	13
3	Literární rešerše .....	14
3.1	Vliv struktury zemědělské krajiny na biodiverzitu .....	14
3.2	Invazní rostliny .....	15
3.3	Dopady invazních rostlin na členovce.....	17
3.4	Trnovník akát ( <i>Robinia pseudoacacia</i> , L.) .....	19
3.4.1	Popis druhu, historie šíření, areál výskytu a ekologie trnovníku akátu .....	19
3.4.2	Vliv trnovníku akátu na původní společenstva .....	21
4	Praktická část práce .....	23
4.1	Metodika .....	23
4.1.1	Výběr a charakteristika zájmových ploch .....	23
4.2	Sběr dat .....	24
4.3	Analýza dat.....	27
5	Výsledky .....	29
6	Diskuze .....	31
7	Závěr.....	34
8	Seznam použité literatury .....	35
9	Přílohy .....	46

# 1 Úvod

Jednou z hlavních příčin úbytku druhů v kulturní krajině je intenzivní zemědělství, které se ve větší míře započalo uplatňovat od poloviny 20. století (Sklenička, 2014). Postupně docházelo k homogenizaci krajiny – scelování pozemků, rozorování mezí, melioraci a dále pak k intenzivnímu používání pesticidů, syntetických hnojiv a těžké mechanizace. Všechny tyto faktory přispívají k poklesu biologické rozmanitosti členovců (Pffifner et Balmer, 2011).

Významným faktorem, který se podílí na zachování biodiverzity v intenzivně využívané polní krajině, jsou mimoprodukční biotopy (Geiger et al., 2009; Wratten et al., 2012). Jedná se o remízky, aleje, meze, polní kazy, úhory a různé další drobné struktury (např. hromady kamení či větví, tůně apod.), které poskytují útočiště pro rozmanitá společenstva členovců, kteří by jinak v homogenní polní krajině neměli šanci prosperovat (Pffifner et Balmer, 2011). Dalším problémem kulturní krajiny z pohledu biodiverzity je introdukce invazních druhů rostlin (Boháč et al., 2006), které se v intenzivní krajině snáze šíří (Pauchard et al., 2006). Často právě invazní rostliny invadují mimoprodukční biotopy v zemědělské krajině nebo je přímo tvoří (Heroldová, 1994).

Invazní rostliny mají obecně převážně negativní vliv na celkovou abundanci a diverzitu členovců, avšak dopady invazních rostlin na konkrétní taxony se liší na základě jejich potravní specializace a ekologických nároků (Bezemer et al., 2014; van Hengstum, 2014; Litt et al., 2014). Nejvíce negativně bývají ovlivněni herbivoři, parazitoidi a opylovači (Bezemer et al., 2014). Naopak predátoři a zejména detritivoři bývají nejméně negativně ovlivněnými trofickými gildami členovců (van Hengstum, 2014; Litt et al., 2014).

Jednou z nejvíce celosvětově rozšířených invazních dřevin je trnovník akát (*Robinia pseudoacacia* L.). Trnovník akát byl na naše území úmyslně introdukován na začátku 18. století (Vítková et al., 2017) a od 2. poloviny 19. století se začal plošněji vysazovat, i nezávisle na člověku šířit do volné krajiny (Tichý in Pyšek et al., 2001). Dopady trnovníku akátu na členovce byly studovány především na jednotlivých taxonech (Kulfan, 2012; Štrobl, 2015; Rocca et al., 2016) a v rozsáhlých lesnatých porostech (Degomez et Wagner, 2001; Štrobl, 2015; Rocca et al., 2016). Proto si tato práce klade za cíl vlastním experimentem pomoci

multitaxonomického přístupu porovnat četnost a druhovou rozmanitost hlavních ekologických a trofických skupin členovců v lesních fragmentech tvořených invazní dřevinou trnovníkem akátem a původními dřevinami situovaných v rámci intenzivně obhospodařovaných polních bloků.

## 2 Cíle práce

Cílem bakalářské práce je (i) shrnout dosavadní poznatky o vlivu invazivních rostlin na členovce a jejich roli v krajině v kontextu biodiverzity a ochrany přírody. V rámci vlastního experimentu je cílem (ii) pomocí multitaxonomického přístupu porovnat abundanci a diverzitu členovců izolovaných lesních fragmentů tvořených invazní dřevinou trnovníkem akátem a původními dřevinami v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině Českého termofytika.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Vliv struktury zemědělské krajiny na biodiverzitu

Změny vedoucí k intenzivnímu obhospodařování krajiny v průběhu 20. století ale i posledních desetiletích měly velký dopad na biodiverzitu (Sklenička, 2014). Jednou ze základních příčin snížení biodiverzity je ztráta funkce ekosystémů jejich intenzivnějším narušením (Boháč et al., 2006). K narušení ekosystémových funkcí došlo zejména vlivem ztráty krajinné mozaiky a následnou homogenizací agrární krajiny (Sklenička, 2014). Sklenička (2003) považuje udržení biodiverzity v antropogenní krajině za nezbytné jednak z pohledu udržení pestrosti bioty, ale i pro trvale udržitelný rozvoj lidské společnosti.

V homogenní intenzivně obhospodařované zemědělské krajině hrají velmi důležitou roli z pohledu biodiverzity mimoprodukční biotopy – remízky, bezlesé i lesnaté ostrůvky, aleje, polní kazy apod. Tyto biotopy významně přispívají k heterogenitě krajiny a mají funkci např. ochranou, která pomáhá živočichům včetně členovců v jinak nehostinné krajině nalézt útočiště (Dueli et Obrist, 2003; Geiger et al., 2009; Wratten et al., 2012). Z mimoprodukčních ostrovů se šíří do okolních polí draví členovci, kteří mohou napomáhat redukovat fytofágní škůdce na zemědělských plodinách (Schellhorn et al., 2014). Jedná se zejména o střevlíkovité brouky (Carabidae) a pavouky (Aranea), kteří jsou velmi úspěšnými predátory již zmíněných škůdců zemědělských plodin (Lovei et Sunderland, 1996; Marc et al., 1999; Sunderland et Samu, 2000; Lang, 2003).

Obecně platí, že větší heterogenita prostředí je spojena se zvýšenou druhovou a funkční rozmanitostí členovců (Hendrickx et al., 2007; Oberg et al., 2007). Zachování stávajících polopřírodních neprodukčních biotopů a vytvoření nových se jeví jako nejúčinnější ochranný přístup vedoucí k udržení biodiverzity v intenzivně řízené zemědělské krajině (Thomas et al., 1992; Landis et al., 2000; Tschardt et al., 2002; Hambler et Canney, 2013; Moreno et al., 2013; Woodcock et al., 2014).

Teorie ostrovní biogeografie vysvětluje dynamiku rostlinných a živočišných druhů na ostrovech v závislosti na rozloze ostrova a jeho vzdálenosti od pevniny (MacArthur et Wilson, 1967). Tuto teorii lze vztáhnout i na ostrovy pevninského charakteru, kterými mohou být i trvalé mimoprodukční ostrovy izolované v zemědělské krajině (ostrůvky) a jako „moře“ mohou fungovat okolní pole (Baz et

al., 2015). V tomto případě míru izolovanosti společenstev žijících na mimoprodukčních ostrovech vyjadřuje vzdálenost od okraje pole a již zmíněná rozloha těchto ostrovů (Baz et al., 2015). Mezi hlavní faktory, které mohou ovlivňovat proměnné a uplatnitelnost teorie ostrovní biogeografie, se můžou řadit lidské disturbance, komplexnost a propojenost stanovišť a nepůvodní invazivní druhy (Nakamura et al., 2015).

## 3.2 Invazní rostliny

Invazivní rostliny jsou považovány za jednu z nejvýznamnějších hrozeb ohrožujících globální biodiverzitu (Litt et al., 2014; Buchholz et al., 2015; Schirmel et al., 2016). Mlíkovský et Stýblo (2006) definují invazní rostliny, jako nepůvodní druhy rostlin v daném území, které zde svým šířením ohrožují biologickou diverzitu. Na invazní druhy rostlin se také zaměřili Richardson et al. (2000) podle jejichž definice jsou invazní rostliny nepůvodní, ale již naturalizované druhy, které ve velkém rozsahu produkují potomstvo schopné reprodukce. Jejich potomstvo vzniká ve značných vzdálenostech od mateřské rostliny a mají tak značný potenciál rozšířit se na velká území (Richardson et al., 2000). Mezinárodní svaz ochrany přírody (International Union for Conservation of Nature; IUCN, 2000) definuje tyto invazní rostliny jako druhy nepůvodní, které se prosadily v přírodní nebo polopřírodním ekosystému, a zapříčiňující změny a ohrožující původní biologickou diverzitu. V České republice se problematikou invazních druhů včetně invazních rostlin zabývá zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Úspěšnost nepůvodních druhů rostlin v sekundárním areálu, ovlivňuje mnoho faktorů. Mezi ty nejhlavnější patří náhoda, invazivní vlastnosti daného druhu a stav původních společenstev (Lockwood et al., 2006), a zejména absence jejich přirozených konzumentů – herbivorů. Tento fenomén popsali Keane et Crawley (2002) jako hypotézu úniku před nepřáteli. Invazní rostliny nemají v sekundárním areálu přirozené nepřátele – herbivory, protože ti se vlivem geografické bariéry nedostali v průběhu evoluce s danou rostlinou do styku. Nativní herbivoři se nedokáží přizpůsobit allelochemikáliím v jejich pletivech, tudíž je nedokáží přijímat jako své hostitelské rostliny (Keane et Crawley, 2002; Liu et Stiling, 2006). Dle studie (Litt et al., 2014) byl zjištěn velmi významný vztah mezi invazními rostlinami, historickými faktory, dědičným využíváním půdy a geografickou polohou.

Antropogenní činností je vytvářeno čím dál tím více nových oblastí v okolí ploch, kde se nachází invazní rostliny. Tím se zvyšuje pravděpodobnost, že se daná invazní rostlina rozšíří i do těchto vytvořených oblastí. S čímž souvisí i fakt, že k rozšiřování invaze podle (Pauchard et al. 2006) vede i urbanizace. Invazní rostliny svůj areál výskytu rozšiřují podle nejvýhodnějších podmínek (Nakamura, 2015). Díky zvýšenému nátlaku invaze se rostliny naturalizují (Lonsdale, 1999; McMaster, 2005).

Způsob, jakým původní druhy reagují na přítomnost invazních rostlin obecně, závisí na ekologických potřebách druhů. Některé druhy dokáží koexistovat s dominantními invadovanými rostlinami, jiné nikoliv (Hejda, 2013). Dopady invazních druhů na původní složení biotopů bývá masivní zejména u invazních dřevin. Invazní dřeviny jsou schopny vytvářet rozsáhlé oblasti násilně pozměňující vlastnosti invadovaných ekosystémů. Mění se podmínky prostředí se pro některé původní druhy stávají nevyhovujícími (Jäger et al., 2007; Richardson et Rejmánek, 2011; Pyšek et al., 2012a). Invazní rostliny často mění půdní vlastnosti, a to zejména v případech, kdy jsou schopny fixovat vzdušný dusík pomocí symbiózy s hlízkovými bakteriemi rodu *Rhizobium*. Následný rozklad odumřelých bakteriálních hlízek na kořenech uvolňuje do půdy značné množství dusíkatých látek, které velmi silně ruderalizují původní habitaty (Vila et al., 2011; Řepka, 2014).

Výsledky metaanalýzy Schirmel et al. (2016) ukazují, že dopady invazivních rostlin na různé skupiny cílových organismů se liší. Invazní rostliny mohou výrazně ovlivňovat trofickou dynamiku ekosystémů (Levin et al., 2006) s často kaskádovitým efektem na primární producenty (rostliny), primární konzumenty (členovce), sekundární konzumenty (např. ptáky), (Reif et al., 2016; Hejda et al., 2017) a reducenty (Litt et al., 2014). Invazní rostliny ve většině případů negativně ovlivňují diverzitu a strukturu rostlinných společenstev (Vila et al., 2011; Hejda et al., 2017) ale i strukturu porostů (van Hengstum et al., 2014; Reif et al., 2016). Změny ve společenstvech původních rostlin následně ovlivňují diverzitu a strukturu společenstev členovců (Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014). Případné ochuzení společenstev bezobratlých může vést k negativním dopadům na ptáky, zejména u druhů obligátně se živící hmyzem (Moreby, 2003; Reif et al., 2016).

Invazní rostliny mohou ovlivňovat i hnízdění ptáků, a to z hlediska struktury hnízdního materiálu, která se může lišit rozdílnou strukturou vegetace v jejich porostech (Flanders et al., 2006; Ortega et al., 2006; Skéroka et al., 2008; Clavero et



al., 2009). Negativní dopad invazních rostlin byl také zaznamenán u savců a plazů (Schirmel et al., 2016).

### 3.3 Dopady invazních rostlin na členovce

Litt et al. (2014) zkoumali celkovou četnost a diverzitu členovců žijících v biotopech s výskytem invazních rostlin. Ve 48 % případů byl zjištěn pokles celkového počtu druhů členovců, naopak ve 13 % případů se druhová rozmanitost zvýšila a ve 32 % nebyl zaznamenán rozdíl v celkovém počtu druhů mezi porosty původních a invazních rostlin. Van Hengstum et al. (2014) také potvrdili, že obecně v porostech s invazními rostlinami se snížila četnost členovců. Dále zjistili, že invazní dřeviny mají větší dopady na členovce než invazní byliny. I když mají invazní rostliny ve většině případů obecně negativní dopad na nativní společenstva členovců, jejich dopady se liší v rámci jednotlivých trofických gild členovců (Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014).

Nejvíce negativně ovlivněnou skupinou jsou herbivoři (Bezemer et al., 2014; Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014), kteří ve většině případů nejsou schopni přijímat pletiva invazních rostlin jako hostitelskou rostlinu (Keane et Crawley, 2002; Liu et Stiling, 2006). Velmi málo invazních druhů rostlin tedy zajišťuje vhodné podmínky pro úspěšnou reprodukci a některé druhy jsou dokonce pro určité druhy herbivorních larev přímo toxické (Graves et Shapiro, 2003). Dle Strong et al. (1984) by do budoucna byl velmi přínosný výzkum, za jak dlouho dobu se dokáže herbivor přizpůsobit nové potravě v podobě invazní rostliny. Míra dopadu invazní rostliny se rovněž liší mírou potravní specializace herbivorů (Strong et al., 1984; Tallamy, 2004). Monofágní druhy herbivorů mohou být velmi omezeni v prostředí invazních rostlin, jelikož mají specifickou potravu. Pokud je invazní rostlina fylogenticky blízká původnímu druhu, mohou se jí herbivoři lépe přizpůsobit (Tallamy et al., 2010). Larvy motýlů se vyvíjí na invazních rostlinách většinou pomaleji než na původních rostlinách (Tallamy et al., 2010). Je to pravděpodobně způsobeno tím, že některé nepůvodní rostliny mají vysoký obsah ligninu, škrobu a nízký obsah dusíku v pletivech (Haddad et al., 2001). Z dalších převážně herbivorních taxonů byl například prokázán pokles četnosti potěmnikovitých (Tenebrionidae) a kovaříkovitých (Elateridae) na stanovištích, kde dominují nepůvodní invazní rostliny (Slobodchikoff et Doyen, 1977; Herrera et Dudley, 2003; Litt et Steidl, 2010).

Litt et al. (2014) prokázali pokles dravých členovců v reakci na invazivní rostliny ve 44 % případů, zvýšení ve 22 % a ve 33 % případů nebyl zaznamenán průkazný rozdíl v porovnání s porosty původních rostlin. Autoři (Gratton et Denno, 2005; Pearson, 2009) mluví o nepřímém ovlivnění dravých členovců při změně struktury vegetace a kořisti v oblastech postižených invazí. Například Pearson (2009) zjistil, že invaze invazních bylin do travních porostů vede k průkaznému zvýšení substrátu pro výrobu pavoučích sítí a tím se zvyšuje i četnost původních pavouků. Na pavouky má vliv i rozmístění pavoučích sítí, které se díky této invazní bylině zvětšují a umožňují jim získat až dvakrát větší množství kořisti.

Invazní rostliny mají většinou neutrální až pozitivní vliv na celkovou abundanci a diverzitu detritovorních členovců (Litt et al., 2014). Přítomnost invazních rostlin může být pro detritivory přínosem z hlediska množství nárůstu půdního odpadu a rozkládajícího se detritu (Longcore, 2003; Levin et al., 2006). Dalším přínosem by mohla být často vyšší rychlost rozkladu opadu u invazních rostlin, jelikož jejich chemické složení se často může lišit od složení původních rostlin (Standish, 2004). Zvýšené množství detritivorů v oblastech invazních rostlin může vést až k ekosystémovému posunu trofické dynamiky – od potravní sítě založené na živé vegetaci po potravní síť založenou na detritu (Gratton et Denno, 2005; Levin et al., 2006). Například pro některé druhy Orthoptera, které se živý detritem, mohou mít tyto strukturální změny přínos (Triplehorn et Johnson, 2005).

Zástupci řádu Hymenoptera jsou dle (Lopezaraiza-Mikel et al., 2007) globálně nejvýznamnější opylovači zajišťující biodiverzitu rostlin. Pokles abundance byl zaznamenán u několika zástupců (např. Moron et al., 2009; Fork, 2010; Hanula et Horn, 2011). Brown et al. (2002) uvádějí možný pokles reprodukce a dominance původních rostlin v případě sdílení opylovačů s invazními rostlinami. Častou výhodou invazních rostlin je delší doba kvetení (Memmott et Waser, 2002), a to může být příčinou zvýšení diverzity blanokřídlých u některých druhů kvetoucích invazních rostlin (Emery et Doran, 2013). Baskett et al. (2011) odstranění invazních rostlin usnadňuje návrat původních opylovačů. K bohatosti a návratu opylovačů může přispět i opětovné vysazování původní vegetace (Burghardt et al., 2010). Dle názoru (Litt et al., 2014) by se invaze mohla rozšířit do takové míry, že se původní rostliny budou nacházet jen v izolovaných fragmentech a mohlo by dojít až k neopýlení opylovači, z důvodu jejich přehlédnutelnosti.

Mikroklimatické a trofické změny vyvolané invazními rostlinami mohou být škodlivé pro některé druhy mravenců (Webb et al., 2000; Fork, 2010), ale zároveň prospěšné pro jiné (Wolkowich et al., 2009). Lescano et Farji-Brener (2011) se ve své práci zaměřili na oblast patagonské stepi, kde vzrostla aktivita pečujících mravenců v důsledku invazních bodláků a dále se zvyšuje i koexistence mšic.

### 3.4 Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*, L.)

#### 3.4.1 Popis druhu, historie šíření, areál výskytu a ekologie trnovníku akátu

Trnovník akát je rychle rostoucí listnatý strom z čeledi bobovitých (Fabaceae) a je uveden v seznamu 40 nejinvazivnějších dřevinných krytosemenných rostlin na světě (Richardson et Rejmánek, 2011). Jeho primárním areálem jsou stráně kolem řek a lesní okraje na jihovýchodě USA. Souvislé porosty vytvořil až druhotně po kolonizaci Severní Ameriky, invazně proniknul především do disturbancí postižených biotopů a přirozených ekosystémů prérií a savan. Jedná se o raně sukcesní dřevinu. V přirozeném areálu preferuje slunná stanoviště a propustné půdy (Vítková et al., 2017). Má rád suché a teplé prostředí, velmi dobře snáší nedostatek vláhy či neúrodné písčité půdy.

Do Evropy byl dovezen jako jedna z prvních severoamerických dřevin počátkem 17. století (Vítková, 2014). Trnovník akát je nejrozšířenější introdukovanou dřevinou na území České i Slovenské republiky a vytváří zde souvislejší porosty. Porosty akátu pokrývají necelých 12 000 hektarů lesních pozemků v České republice, což představuje 0,46 % redukované porostní plochy dřevin (Vítková, 2014). V databázi několika evropských zemí, je akát klasifikován jako vysoce invazní rostlina (EPPO, 2002; Daisie, 2006; Cabi, 2015) a nachází se na černé listině nepůvodních rostlin v celé Evropě (např. Česká republika – Pergl et al., 2016; Pyšek et al., 2012b; Německo – Seitz et Nehring, 2010; 2013; Rusko – Vinogradova et al., 2010). Jako rychle rostoucí dřevina byl vysazován za účelem zpevnění železničních, silničních a dalších svahů, kde plní protierozní a ochranou funkci. Výsadba je také často prováděna v intravilánu sídel či při rekultivaci skládek (Vítková et Kolbek, 2010). Dálším důvodem k šíření akátu byla jeho naprůměrná produkce nektaru, která je velice ceněna včelaři (Veverková, 2009). Současným trendem v celosvětovém měřítku je pěstování akátu za účelem velmi vysoké

výchřevnosti na tzv. energetických plantážích (Benčať, 2003). Snadno obráží po požáru a má tvrdé kvalitní dřevo (Veverková, 2009).

Trnovník akát je řazen mezi deset neofytů s nejširší škálou invadovaných biotopů. Nejčastěji invaduje teplomilné trávníky, písčiny, křoviny a azonální lesy, jako např. zakrslé doubravy nebo reliktní bory (Vítková et Kolbek, 2010). Díky své světломilnosti příliš neinvaduje do zapojených klimaxových lesních společenstev a je nejvíce rozšířen v pásmu maximálně 100 metrů od uzavřených lesních porostů (Vasilopoulos et al., 2007). Akát svými agresivními kořenovými výmladky kolonizuje otevřená stanoviště, jako jsou požáry, paseky, opuštěná pole nebo pastviny (Vítková, 2011). Častým důsledkem odtěžování částí dřevní hmoty vyvolává u akátu nežádoucí zmlazení, a proto je velmi důležité vždy zvážit, zda např. pro úspěšnou sukcesi není vhodnější ponechat rozpadající se porost bez zásahu (Vítková, 2011).

Trnovníku akát nejvíce prosperuje ve vlhkých oblastech (Huntley, 1990) s glejovými půdami (Ivajšič et al., 2012), kde je roční úhrn srážek 1020–1830 mm a průměrná teplota v lednu 4–7 °C a v srpnu 18–27 °C (Huntley, 1990). Akát roste v širokém rozmezí půd od kyselých po velmi zásadité půdy (Gams, 1924; Huntley, 1990; Bocker, 1995). Optimální pH půdy pro růst trnovníku akátu se pohybuje v rozmezí 4,6–8,2 (Huntley, 1990), avšak dle Kowarika (1992) se daří akátu i na písčinných stanovištích v Německu s pH 3,2.

Výhodou trnovníku akátu je schopnost fixovat atmosférický dusík pomocí 37 kmenů symbiotických bakterií rodu *Rhizobium*, které se nachází v hlízkách na kořenech. To ho upřednostňuje v konkurenci a umožňuje mu rychle se stát dominantní dřevinou (Vítková et al., 2017). Dále akát produkuje alelopatické látky v kůře a kořenech, která zamezují růstu okolních rostlin, například: Ječmene (Waks, 1936). Má schopnost alelopatie (do půdy vylučuje toxické látky, které brání klíčení ostatních rostlin), (Tichý, 2001 in Pyšek et al., 2001). Alelopatie u akátu byla laboratorně prokázána Nasirem et al. (2005), kteří izolovali alelopatické látky z listů. Jednalo se o látky robinetin, myricetin a quercetin, které patří do skupiny flavonoidů.“ Ke stejnému závěru dospěli i (Matveev et al., 1975), kteří pozorovali vliv rozkladu opadu trnovníku akátu na travinná společenstva v ruských stepích. V 60. letech byl akát oblíbenou lesnickou dřevinou, avšak studie z té doby poukazují na negativní vliv na autochtonní společenstva (např. Svobodová, 1952; Větvička, 1961).

Trnovník akát má velmi mohutný a rozvětvený kořenový systém (Cierjacks et al., 2013), kterým čerpá půdní vlhkost, více vysouší stanoviště (Větvička, 1961), a dle Rice et al. (2004) dokáže zrychlit rozrušování matečné horniny a tím tak získávat více živin.

Některé části rostlin trnovníku akátu jsou toxické. Především kůra obsahuje velké množství látky toxalbimin robin (Cierjacks et al., 2013). Látka robin porušuje tkáň, paralyzuje centrální nervovou soustavu a působí též na červené krvinky, má imunogenní vlastnosti (Sando, 1932). Případy intoxikace jsou známé u hospodářských zvířat a výjimečně i u člověka (Schutt, 2010; Veitch et al., 2010).

### 3.4.2 Vliv trnovníku akátu na původní společenstva

Trnovník akát mění druhovou skladbu rostlinných společenstev, zejména v důsledku jeho nitrifikačního efektu. (Vítková, 2011; Benesperi et al., 2012). Na druhou stranu se prokázalo, že v některých typech akátových porostů se rozšířily i vzácné druhy rostlin např. křivatce (*Gagea* sp.), česneků (*Allium* sp.) a modřenců (*Muscari* sp.), které se dříve hojně vyskytovaly na vinicích, mezích a dnes se nejvíce objevují právě v akátinách (Pyšek et Sádlo, 2004).

Vlivem trnovníku akátu na společenstva členovců se zabývalo několik studií (Kulfan, 2012; Buchholz et al., 2015; Rocca et al., 2016; Hejda et al., 2017). Buchholz et al. (2015) u většiny epigeických a létavých skupin členovců nezjistili průkazný rozdíl v jejich abundanci mezi porosty trnovníku akátu a původními březovými porosty. Pouze u stonožek (Chilopoda), mravencovitých (Formicidae), dvoukřídých (Diptera) a blanokřídých (Hymenoptera) byla zaznamenána průkazně nižší abundance v porostech nepůvodního trnovníku akátu. U jedné z nejrozmanitějších herbivorních skupin členovců – nočních motýlů, byl Štroblem (2015) zaznamenán negativní dopad trnovníku akátu na abundanci, biomasu i diverzitu nočních motýlů. Pouze 35 druhů motýlů vyskytujících na území střední Evropy totiž dokáže přijímat trnovník akát jako svou hostitelskou rostlinu. Naopak u saproxylických brouků nebyl prokázán rozdíl v druhové rozmanitosti a struktuře společenstva mezi původními a akátovými porosty (Rocca et al., 2016). U predátorů, konkrétně pavouků (aranea) a střevlikovitých brouků (Carabidae), nebyl Buchholzem et al. (2015) prokázán rozdíl v počtu druhů mezi porosty trnovníku akátu a původními porosty. Vyšší početnost detritivorních druhů nočních motýlů byl zjištěn v porostech trnovníku akátu oproti původním doubravám (Štrobl, 2015). V

akátových porostech byl Reifem et al. (2016) zjištěn úbytek ptačích specialistů, který byl spojen s úbytkem diverzity nočních motýlů. V oblastech zemědělsky intenzivně využívaných (např. Podřipsko, Žatecko, Mělnicko, jižní Morava, Východoslovenská nížina) mohou přispívat fragmenty akátových porostů ke zvýšení krajinné diverzity i diverzity vyšších živočichů např. hlodavců (Heroldová, 1994). Mohou zde plnit funkci biokoridorů a biocenter jako zbylé fragmenty lesních porostů. Jejich dalšímu invaznímu šíření brání obhospodařování okolních ploch (Heroldová, 1994).

## 4 Praktická část práce

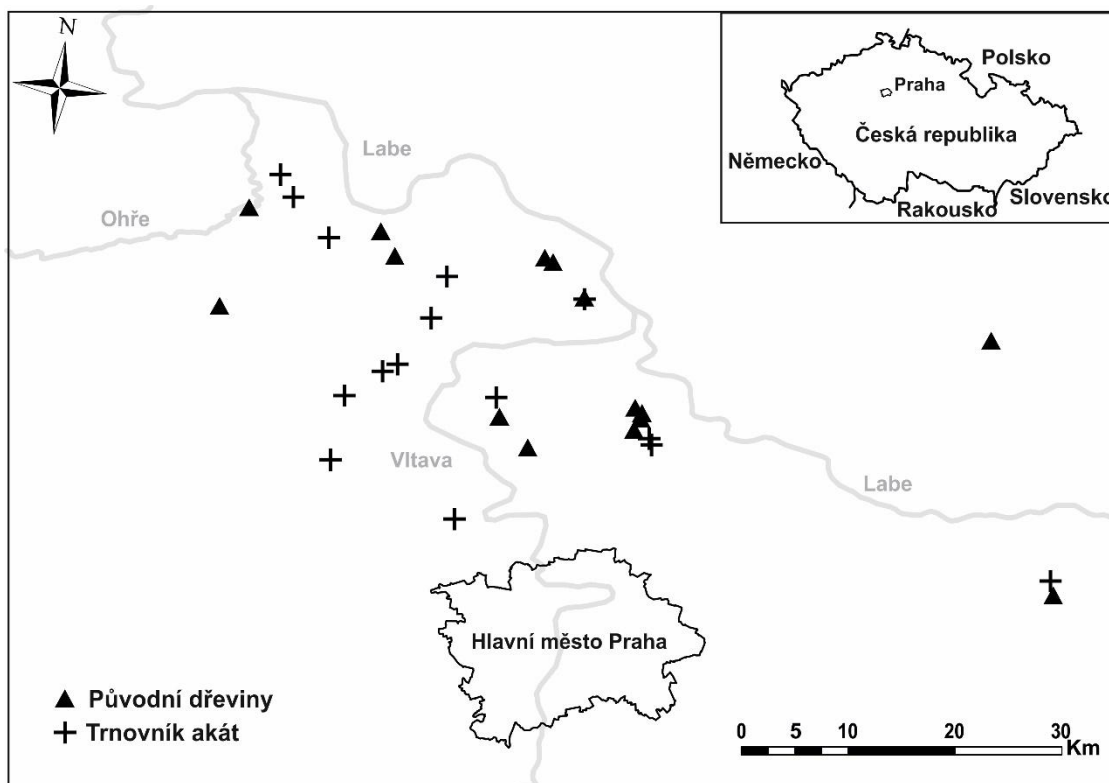
Praktická část této bakalářské práce byla součástí rozsáhlejšího výzkumného projektu (podpořený grantem IGA FŽP – 20164222). V rámci tohoto projektu jsem se podílela na terénním sběru dat i laboratorních pracích. Pro potřeby této práce byla využita část výsledků plynoucího z výše uvedeného projektu.

### 4.1 Metodika

#### 4.1.1 Výběr a charakteristika zájmových ploch

V rámci projektu uskutečněného roku 2016, bylo vybráno celkem 30 zájmových ploch (Příloha 1), které se nacházeli v intenzivně obhospodařované zemědělské krajině Českého termofytika. Zájmová oblast se konkrétně rozléhala severně od Prahy, přes Dolní Povltaví a Polabskou nížinu od Českého Brodu přes Mělník až po Doksany (Obr. 1).

**Obrázek č.1:** Mapa vybraných zájmových ploch.



Patnáct ploch bylo tvořeno původními druhy dřevin, zejména duby (*Quercus* sp.), jasanem ztepilým (*Fraxinus excelsior*), případně javory (*Acer* sp.) a na ostatních patnácti plochách dominoval trnovník akát. Jako zájmové plochy se vybírali lesnaté

fragmenty (ostrůvky) dostatečně izolované ze všech stran ornou půdou od okolních habitatů. Lesní ostrůvky tvořené trnovníkem akátem a původními dřevinami byly přibližně ve stejném věku, situovány ve srovnatelné nadmořské výšce a měly podobnou rozlohu v řádu desetin hektarů (Tab. 1).

**Tabulka č. 1:** Charakteristika sledovaných ploch.

<b>Charakteristika</b>	<b>Typ</b>	<b>Min</b>	<b>Průměr (±)</b>
<b>Rozloha (ha)</b>	Trnovník	0,11	0,32 (±)
	Původní	0,13	0,46 (±)
<b>Vzdálenost od okraje (m)</b>	Trnovník	10–	127,00 (±)
	Původní	20–	139,00 (±)
<b>Věk porostu (let)</b>	Trnovník	65–	78,33 (±)
	Původní	50–	80,00 (±)
<b>Nadmořská výška (m. n. m.)</b>	Trnovník	163–	218,73 (±)
	Původní	157–	202,2 (±)

## 4.2 Sběr dat

Pro komplexnější srovnání abundance a diverzity společenstva členovců v porostech trnovníku akátu a porostech původních dřevin byl zvolen multitaxonomický přístup. Proto byl sběr dat prováděn třemi metodami sběru dat, přičemž byl konkrétně zaměřen na epigeické skupiny členovců, členovce s denní aktivitou vázané na bylinné a keřové patro a na skupiny členovců s noční aktivitou.

Epigeické skupiny členovců byli odchytávání pomocí zemních pastí. Na každé lokalitě byl umístěn transekt pěti zemních pastí ve vzdálenosti pět metrů od sebe. Na všech lokalitách tedy bylo rozmístěno celkem 150 pastí. Zemní pasti byly tvořeny ze 2 plastových kelímku bez stříšky o objemu 0,5 l. Vnější kelímek byl zesponu proděračen, vnitřní kelímek byl ze dvou stran ve vrchní části taktéž proděračen. Toto opatření sloužilo k redukci dešťové vody v případě nepříznivého deštivého počasí. Zemní past byla naplněna do  $\frac{3}{4}$  objemu roztokem 4 % formaldehydu (Spence et Niemalä, 1994). Tyto pasti byly umístovány na lokality na počátku dubna 2016 a byly zde kontinuálně ponechány do září 2016. Pravidelně jednou za měsíc byly tyto pasti vybírány. Odběr vzorků z pastí spočíval v odstranění



přebytečného roztoku formaldehydu pomocí síťky či cedníku. Separovaný vzorek se uschoval do igelitových sáčků nadepsaných dle příslušné lokality a uložil do boxu s pevným víkem. Následně byly vzorky po převozu z terénu zamrazeny v laboratoři.

Dalším metodou odchytu členovců bylo smýkání vegetace bylinného a keřového patra (cca do 2,5 m nad úrovní povrchu). Smykání vegetace bylo prováděno ve čtvercích o rozměru cca 5 × 5 m kolem jednotlivých zemních pastí před každým výběrem zemních pastí. Celková plocha smýkaného transektu tedy činila cca 125 m<sup>2</sup>. Celkem bylo provedeno 5 odběrů v období od května do září. Smykání bylo prováděno na všech lokalitách během dvou, maximálně tří dní za srovnatelných klimatických podmínek. A to vždy v dopoledních až odpoledních hodinách po opadnutí rosy a za slunečného počasí z důvodu vyšší aktivity odchyťovaných členovců. Osmýkané vzorky byly naloženy do lihu do mikrotenového sáčku, řádně označeny dle příslušné lokality a uskladněny v boxu s pevným víkem.

**Obrázek č. 2:** Světelný lapač po nočním svícení (Štrobl, 2015).



Odchyt členovců s noční aktivitou byl prováděn pomocí přenosných světelných lapačů (Obr. 2). Světelný lapač se skládá z plastového kýble uzavřeného plastovým trychtýřem, na kterém jsou ukotveny tři křídla z plexiskla, které svírají úhel přibližně 120°. Mezi křídly jsou dále připevněny dvě lišty LED světel ve

spektru UV záření. Od lišt jsou vedeny kabely se svorkami, které se připojují ke zdroji, který je tvořen 12 V lithiovou baterií. Uvnitř lapače se nachází zavěšená lahvička s chloroformem, který se pomocí knotu uvolňuje do nádoby a usmrcuje polapený hmyz. Světelné lapače byly umístovány do středu lokality vždy v první dekádě měsíce v období od dubna do září, celkem tedy bylo uskutečněno 6 odběrů. Lapače byly rozmístěny na všechny lokality v rámci jedné noci z důvodu vlivu rozdílných podmínek (Yela et Holyoak, 1997). Lapače byly na lokality umístovány před setměním a následně druhý den po svítání byly postupně sbírány. Veškerý nasbíraný materiál se sesypal do předem označeného papírového pytlíku. Jednotlivé vzorky ze všech metod byly rozebírány v laboratoři.

Jedinci členovců byly třízeny a determinovány (Obr. 3) do jednotlivých taxonomických skupin: velcí noční motýli (Macrolepidoptera), brouci – střevlíkovití (Carabidae), nosatci (Curculionoidea), drabčíkovití (Staphylinidae), mrchožroutovití (Silphidae) a kovaříkovití (Elateridae); síťokřídlí (Neuroptera), rovnokřídlí (Orthoptera), pavouci (Aranea), sekáči (Opilionida), stonožky (Chilopoda), mnohonožky (Diplopoda) a ploštice (Heteroptera). Tyto skupiny představují mimo opylovačů hlavní ekologické gildy členovců, od predátorů (např. Aranea, Carabidae, Chilopoda), přes herbivory (např. Lepidoptera, Curculionidae) až po detritivory (např. Diplopoda). Při třízení vzorků byla rovněž stanovena abundance jednotlivých taxonů v každém vzorku. Roztřízení jedinci byly fixovány v epruvetách nebo plastových zip-sáčcích do lihu nebo zamraženy. Pro determinaci jednotlivých skupin byly roztřízené vzorky posílány odborníkům-specialistům na jednotlivé taxonomické skupiny.

**Obrázek č. 3:** Třízení jednotlivých druhů (Tojřlová, 2016).



### 4.3 Analýza dat

Data ze všech metod napříč taxony byla sečtena a byla získána data udávající počty jedinců a počty druhů jednotlivých taxonů na jednotlivých lokalitách. Pro analýzu celkového počtu jedinců i druhů byly sečteny hodnoty napříč všemi taxony na studovaných plochách. Z důvodu ničení zemních pastí divokou zvěří na zájmových plochách P10 a P15, byly tyto plochy vyloučeny ze všech modelů. Pouze u modelů testujících vztah počtu jedinců a počtu druhů Lepidoptera (sběr jen pomocí světelných lapačů) a Neuroptera (sběr jen pomocí světelných lapačů a smýkání vegetace) ve vztahu k typu porostu, byla využita data i z lokalit P10 a P15. Pro analýzu dat byli pavouci a sekáči sloučeni a popsáni jako pavoukovci (*Arachnida*).

Data byla analyzována v prostředí programu R studio (R Studio Team, 2015). Byl testován vztah celkového počtu jedinců a celkového počtu druhů ve vztahu k typu porostu (počet jedinců ~ porost, počet druhů ~ porost). Obdobně byl testován efekt typu porostu (trnovník akát / původní dřeviny) na počty jedinců a počty druhů jednotlivých zájmových taxonů. V rámci těchto testovaných vztahů byly stanoveny

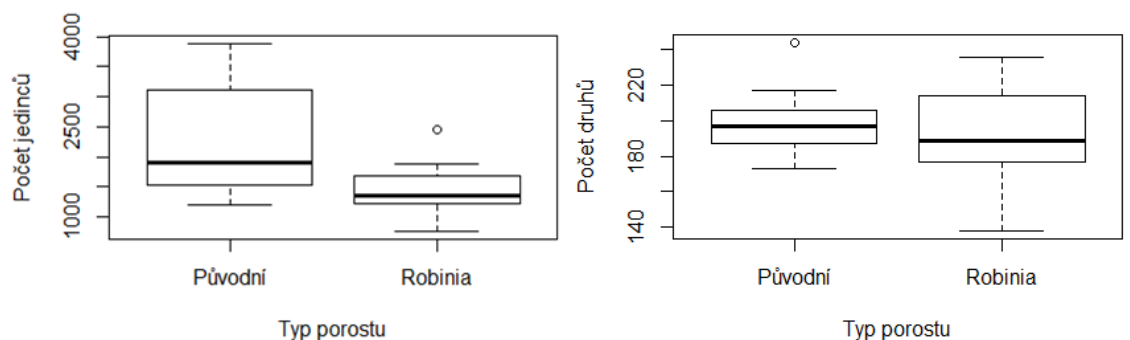
následující nulové hypotézy: počet jedinců a počet druhů se neliší mezi typy porostu. Jelikož se ukázalo, že všechny závislé proměnné nesplňovaly předpoklady normálního rozdělení, byl pro analýzy všech taxonů použit neparametrický dvouvýběrový Wilcoxonův test.

## 5 Výsledky

V rámci všech zájmových ploch bylo odchyceno 51 479 jedinců a 920 druhů členovců. Přičemž akátové porosty byly zastoupeny 21 536 jedinci (průměr  $\pm$  SD =  $1436 \pm 431$ ) ze 704 druhů (průměr  $\pm$  SD =  $194 \pm 27$ ) členovců a v porostech původních dřevin bylo zachyceno 29 206 jedinců (průměr  $\pm$  SD =  $2247 \pm 891$ ) ze 687 druhů (průměr  $\pm$  SD =  $198 \pm 19$ ) členovců. Nejpočetnější skupinou jedinců společenstva členovců byly Carabidea, jejichž celkový odchycený počet představoval 20 094 jedinců (akátové porosty: průměr  $\pm$  SD =  $448 \pm 204$ ; původní porosty: průměr  $\pm$  SD =  $1028 \pm 704$ ). Druhově nejpočetnější skupinou byla Lepidoptera, jejichž celkový odchycený počet druhů představoval 248 druhů jedinců (akátové porosty: průměr  $\pm$  SD =  $47 \pm 12$ ; původní porosty: průměr  $\pm$  SD =  $63 \pm 10$ ). Celkový počet zachycených jedinců a druhů členovců ze všech studovaných taxonomických skupin je uveden v příloze 2. Průměrné a sumární četnosti jedinců i druhů ze všech studovaných taxonů v závislosti na typu porosty jsou uvedeny v příloze 3.

Na všech zájmových lokalitách bylo zachyceno 74 druhů členovců (Příloha 4) uvedených v Červeném seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017) a pavouků ČR (Řezáč et al., 2015). V akátových porostech bylo zachyceno 27 druhů, v původních porostech 19 druhů a v obou typech porostů bylo odchyceno 28 druhů uvedených v Červeném seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017) a pavouků ČR (Řezáč et al., 2015).

**Obrázek 4:** Grafy znázorňující trendy celkového počtu jedinců ( $W = 150$ ,  $p < 0,05$ ) a celkového počtu druhů ve vztahu k typu porostu ( $W = 105,5$ ,  $p = 0,7296$ ).



Byla zjištěna průkazně vyšší celková abundance v porostech původních dřevin ( $W = 150$ ,  $p < 0,05$ ; obr. 4). Naopak nebyl zjištěn průkazný rozdíl v celkovém počtu druhů mezi studovanými porosty ( $W = 105,5$ ,  $p = 0,7296$ ; obr. 4).

V porostech původních dřevin byl zjištěn průkazně vyšší počet jedinců ze skupin Carabidae, Lepidoptera a Neuroptera (Tab. 2 a Příloha 5). Naopak průkazně vyšší počet jedinců ze skupin Elateridae, Heteroptera a Silphidae byl zjištěn v akátových porostech viz (Tab. 2 a Příloha 5). U ostatních zájmových taxonů nebyl prokázán rozdíl v počtu jedinců mezi porosty (Tab. 2 a Příloha 5).

**Tabulka č. 2:** Celkové výsledky trendu

Taxon	Počet jedinců				Počet druhů			
	W <sup>a)</sup>	p <sup>b)</sup>	Robinia <sup>c)</sup>	Původní	W	p	Robinia	Původní
Arachnida	67,5	0,1741	0	0	47,5	$p < 0,05$	+	-
Carabidae	151	$p < 0,05$	-	+	74	0,2882	0	0
Curculionoidea	113	0,4956	0	0	77,5	0,3661	0	0
Diplopoda	85	0,5803	0	0	99	0,9628	0	0
Elateridae	27	$p < 0,05$	+	-	96,5	0,9813	0	0
Heteroptera	41,5	$p < 0,05$	+	-	62	0,1053	0	0
Chilopoda	103	0,8177	0	0	105	0,7399	0	0
Lepidoptera	187	$p < 0,001$	-	+	165,5	$p < 0,05$	-	+
Neuroptera	134,5	$p < 0,1$	-	+	145,5	$p < 0,05$	-	+
Orthoptera	115	0,4324	0	0	84,5	0,5172	0	0
Silphidae	59	$p < 0,1$	+	-	75,5	0,3072	0	0
Staphylinidae	124,5	0,2221	0	0	99	0,9631	0	0
<b>Arthropoda celkem</b>	150	$p < 0,05$	-	+	105,5	0,7296	0	0

<sup>a)</sup> W – hodnota testovaného kritéria Wilcoxonova testu; <sup>b)</sup>  $p < 0,05$  – průkazný rozdíl mezi porosty,  $p < 0,1$  – marginálně průkazný rozdíl mezi porosty; <sup>c)</sup> (+ označuje průkazně více jedinců v daném porostu, - označuje průkazně méně jedinců v daném porostu), (0 označuje neprůkazný rozdíl mezi porosty)

Signifikantně vyšší počet druhů byl prokázán u skupin Lepidoptera a Neuroptera (Tab. 2 a Příloha 5). Vyšší počet druhů v akátových ostrůvcích byl prokázán pouze u skupiny Arachnida (Tab. 2 a Příloha 5) a u všech zbylých taxonů nebyl zjištěn průkazný trend počtu druhů ve vztahu k typu porostu (Tab. 2 a Příloha 5).

## 6 Diskuze

V této práci byl zjištěn průkazně (Obr. 4 a Tab. 2) vyšší celkový počet jedinců členovců v porostech původních dřevin. Tento výsledek je shodný s výsledky dalších studií (Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014), které obsáhly meta-analýzou potvrdily nižší celkovou početnost členovců v porostech invazních rostlin. Naopak u celkového počtu druhů Arthropoda nebyl prokázán signifikantní rozdíl mezi původními a akátovými porosty (Obr. 4 a Tab. 2), což ale neodpovídá výsledkům souhrnných meta-analýz (Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014), ve kterých byl zjištěn častější negativní dopad rostlinných invazí na celkovou diverzitu členovců. Může to být tím, že studie (Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014) se zabývají invazními bylinami a dřevinami obecně napříč spektrem invazních rostlin celého světa. Kdežto tato studie se zabývá konkrétní invazní dřevinou trnovníkem akátem, která může být pro některé Arthropoda více atraktivní v důsledku heterogenější struktury porostů (Buchholz et al., 2015; Štrobl, 2015; Reif et al., 2016).

Velmi překvapivé bylo zjištění, že v akátinách bylo nalezeno více druhů (Příloha 4) z Červeného seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017), dokonce jeden kriticky ohrožený druh drabčička – *Lamprinodes saginatus* (Gravenhorst, 1806).

Výsledky této práce taktéž poukazují (Tab. 2 a Příloha 5) na fakt, že efekt invazních rostlin se obecně liší v rámci jednotlivých trofických gild členovců (Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014). Nejvíce negativně ovlivněnou skupinou jsou herbivoři (Bezemer et al., 2014; Litt et al., 2014; van Hengstum et al., 2014), kteří ve většině případů nejsou schopni přijímat pletiva invazních rostlin jako hostitelskou rostlinu (Keane et Crawley 2002). V rámci mnou studovaných skupin herbivorů, byl pouze počet jedinců a počet druhů nočních Lepidoptera jediný vyšší v porostech původních dřevin (Tab. 2 a Příloha 5). Největší četnost a diverzita nočních motýlů je v lesním prostředí vázána na korunové patro, které je vlivem nechutnosti akátu pro většinu druhů nočních motýlů (Kulfan, 2012) ochuzené právě o tyto druhy (Štrobl, 2015; Hejda et al., 2017). U ostatních převážně herbivorních skupin herbivorů např. u Curculionidae, Elateridae, či Orthoptera nebyla nalezena průkazná preference k typu porostu (Tab. 2 a Příloha 5). Výsledky neprůkazné preference Elateridae (Tab. 2) se shodují s výsledky studií (Slobodchikoff et Doyen, 1977;

Herrera et Dudley, 2003; Litt et Steidl, 2010), ve kterých nebyl zaznamenán pokles druhové rozmanitosti na stanovištích s dominancí invazivních rostlin. Dle (Strong et al., 1984; Tallamy, 2004) se herbivoři liší mírou potravní specializace. Některé monofágní druhy vázané na korunové patro bývají tedy omezeny v porostech trnovníku akátu (Hejda et al., 2017). Na druhou stranu úbytek těchto druhů byl u většiny sledovaných skupin herbivorů nahrazen druhy vázané na bylinné a keřové patro, které je v důsledku lepších světelných podmínek a fixace dusíku (Vítková et al., 2017), v akátových porostech heterogenější a lépe vyvinuté oproti porostům původním dřevin (Buchholz et al., 2015; Štrobl, 2015; Reif et al., 2016).

U většiny převážně dravých skupin členovců – Carabidae, Chilopoda a Staphylinidae nebyl zjištěn průkazný negativní dopad trnovníku akátu na počet druhů těchto skupin (Tab. 2 a Příloha 5). Pouze u zástupců Neuroptera byla prokázána jejich celková afinita k původním porostům (Tab. 2), přičemž tento jev může být způsoben s úbytkem potravy Neuroptera – převážně mšic (Aphidoidea) v porostech invazivních rostlin (Litt et al., 2014). Také abundance Carabidae byla oproti počtu druhů střevlíků průkazně vyšší v původních porostech (Tab. 2), přičemž Buchholz et al. (2015) nezjistili nižší početnost ani diverzitu střevlíků v porostech trnovníku akátu. Tento rozdíl mohl být způsoben faktem, že naše zájmové plochy jsou situovány v polích a v sebraných vzorcích bylo vyšší zasoupení semenožravých druhů střevlíků oproti typicky lesnímu prostředí. Právě tyto semenožravé druhy střevlíků mohou být rostlinnou invazí ovlivněny více než dravé skupiny Carabidae (Litt et al., 2014). U skupiny Arachnida, zastupené v našem případě pavouky a sekáči byl zjištěn průkazně vyšší počet druhů v akátových porostech (Tab. 2). To odpovídá současným poznatkům o obecných důsledcích rostlinných invazí na pavouky (Gratton et Denno 2005; Pearson, 2009), ale i přímo dopadech trnovníku na tuto dravou skupinu členovců (Buchholz et al., 2015). Pavouci totiž dokáží velmi dobře profitovat z často heterogennější struktury vegetace v porostech invazivních dřevin (Pearson, 2009; Buchholz et al., 2015).

U striktně detritovorních Diplopoda nebyl průkazán rozdíl v jejich preferenci k typu porostu (Tab. 2), ačkoliv i publikované pozitivní výsledky studie (Longcore, 2003; Litt et al., 2014, Levin et al., 2016) na abundanci a diverzitu detritovorních členovců nebyl v tomto případě potvrzen.



Efekt dopadu trnovníku akátu na společenstvo členovců v tomto výzkum mohou ovlivňovat i další faktory, nevstupující do statistických analýz této práce. Jedná se zejména o proměnné související s již v literární rešerši zmíněnou teorií ostrovní biogeografie (McArthur et Wilson, 1967) – rozlohu jednotlivých zájmových ploch a izolovaností lesnatých ostrůvků – která by v tomto případě mohla být definována strukturou land use v okolí zájmových ploch (Baz et Boyero, 1995), a o případnou autokorelaci zájmových ploch.

## 7 Závěr

Heterogenní struktura zemědělské krajiny by měla být jedním z hlavních pilířů vedoucích k udržení, či zlepšení stavu biodiverzity organismů včetně členovců v antropogenní krajině (Sklenička, 2003; Sklenička et al., 2014). V intenzivní zemědělské krajině je podstatné udržet, co nejvyšší zastoupení mimoprodukčních biotopů (např. lesnatých ostrovů), které fungují jako refugia biodiverzity členovců (Pffifner et Balmer, 2011).

V lesnatých ostrovech tvořených invazním trnovníkem akátem byl zjištěn průkazně nižší celkový počet jedinců členovců, naopak nebyl prokázán negativní dopad trnovníku akátu na celkový počet druhů členovců. Odezvy počtu jedinců i druhů členovců na invazi trnovníku akátu se částečně lišily na základě trofické specializace zájmových taxonů, přičemž jejich trendy jsou nejspíše z podstatné části ovlivněny rozdílnou strukturou vegetace akátin oproti porostům původních dřevin (Buchholz et al., 2015; Štrobl, 2015; Reif et al., 2016). Konkrétně může v akátových porostech docházet k úbytku druhů korunového patra, který je nahrazen nárůstem o druhy vázané na dobře vyvinutý bylinný či keřový podrost (Štrobl, 2015).

Výsledky této práce i jiných studií (např. Buchholz et al., 2015; Rocca et al., 2016) naznačují, že trnovník akát nemusí mít ve všech případech vždy pouze jen negativní vliv na diverzitu členovců. Akátové lesnaté ostrůvky situované v intenzivně obhospodařované agrární krajině mohou pro některé taxony fungovat jako refugium diverzity členovců nejspíše obdobně kvalitně jako ostrůvky tvořené porosty nepůvodních dřevin. Obecně lze říci, že dopady invazního trnovníku na členovce nelze jednoduše paušalizovat a je třeba je definovat a studovat na základě konkrétní situace.

Pro validnější a aplikovanější závěry vyvozené z tohoto výzkumu by bylo zapotřebí provést sofistikovanější statistické analýzy, zejména kvůli zahrnutí dalších environmentálních faktorů, které mohou ovlivňovat výsledky plynoucí z této bakalářské práce. A dále by bylo vhodné se zaměřit na detailnější strukturu společenstev zájmových skupin členovců, například analýzou jejich ekologických a bionomických vlastností. Tímto tématem a vypracováním výše zmíněných analýz se plánuji zabývat do budoucna v práci diplomové.

## 8 Seznam použité literatury

- Baskett, C. A., Emery S. M., and Rudgers J. A., 2011: *Pollinator visits to threatened species are restored following invasive plant removal*. International Journal of Plant Science, 72: 411–422.
- Baz A., Garcia-Boyer A., 2015: *The Effects of Forest Fragmentation on Butterfly Communities in Central Spain*. Journal of Biogeography 22 (1) (Jan., 1995), 29-140.
- Benčať T., 2003: *Produkčné vlastnosti agáta bieleho na Slovensku a v krajinách Európskej únie*. In: Varga L. (ed.): *Pestovanie agátových porastov a využitie biomasy na energetické účely*. LVÚ Zvolen, 2003, 72–78.
- Benesperi R., Giuliani C., Zanetti S., Gennai M., Lippi M. M. et al., 2012: *Forest plant diversity is threatened by Robinia pseudoacacia (black-locust) invasion*. Biodivers Conserv. 21: 3555–3568.
- Bezemer T.M., Harvey J.A., Cronin J.T., 2014: *Response of native insect communities to invasive plants*. Annu Rev Entomol, 59: 119–141.
- Bocker R., 1995: *Beispiele der Robinien-Ausbreitung in Baden-Württemberg*. Gebietsfremde Pflanzen (eds R. Bøcker, H. Gebhardt, W. Konold et S. Schmidt-Fischer), Ecomed, Landsberg, Germany, 57–65.
- Boháč J., Moudrý J., Desetová L., 2006: *Biodiversity and Agriculture*. Životní Prostředí 41 (1): 24-29.
- Brown B. J., Mitchell R. J., and Graham S. A., 2002: *Competition between an invasive species (purple loostripe) and a native congener*. Ecology, 83: 2328–2336.
- Buchholz S., Tietze H., Kowarik I., Schirmel J., 2015: *Effects of a Major Tree Invader on Urban Woodland Arthropods*. PLoS ONE 10 (9): 1–15.
- Burghardt K. T., Tallamy D. W., Philips CH., Shropshire K. J., 2010: *Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities*. Ecosphere 1 (5): 1–22.
- Cabi, 2015: *Invasive Species Compendium*, Dostupný také z: <<http://www.cabi.org/isc/datasheet/47698>> (accessed 22.04.2016).

- Cierjacks A., Kowarik I., Joshi J., Hempel S., Ristow M., v. d. Lippe M., Weber E., 2013: *Biological Flora of the British Isles: Robinia pseudoacacia*. *Journal of Ecology* 101: 1623–1640.
- Clavero M., Brotons L., Pons P., Sol D., 2009: *Prominent role of invasive species in avian biodiversity loss*. *Biological Conservation*, 142, 2043–2049.
- Daisie, 2006: *European Invasive Alien Species Gateway*, Dostupný také z: <[http://www.europealiens.org/pdf/Robinia\\_pseudoacacia.pdf](http://www.europealiens.org/pdf/Robinia_pseudoacacia.pdf)>(accessed 15.04.2016).
- Degomez T., Wagner R. M., 2001: *Arthropod diversity of exotic vs. native Robinia species in northern Arizona*. *Agr Forest Entomol*, 3:19–27.
- Duelli P., Obrist M. K., 2003: *Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands*. *Basic and Applied Ecology*; 4: 129–138.
- Emery S. M., Doran P.J., 2013: *Presence and management of the invasive plant Gypsophila paniculata (baby's breath) on sand dunes alters arthropod abundance and community structure*. *Biological Conservation*; 161: 174–181.
- EPPO, 2002: *European and Mediterranean Plant Protection Organization*, Dostupný také z: <<https://gd.eppo.int/taxon/ROBPS>. (accessed 08.05.2016).
- Flanders A. A., Kuvlesky W.P., Rythven D.C. et al., 2006: *Effects of invasive exotic grasses on South Texas rangeland breeding birds*. *The Auk*, 123, 171–182.
- Fork S. K., 2010: *Arthropod assemblages on native and non-native plant species of a coastal reserve in California*. *Environmental Entomology*, 39:753–762.
- Gams H., 1924: Leguminosae. *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*, Vol. IV/3 (ed. G. Hegi), J. Lehmanns Verlag, München, Germany, 1113–1644.
- Geiger F., Wäckers F. L., Bianchi F.J. J. A., 2008: *Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats*. *BioControl* 54 (4): 529–535.
- Gratton, C., and Denno R. F., 2005: *Restoring of arthropod assemblages in a Spartina salt marsh following removal of the invasive plant Phragmites australis*. *Restoration Ecology*, 3: 358–372.
- Graves, S. D., and Shapiro A. M., 2003: *Exotics as host plants of the California butterfly fauna*. *Biological Conservation* 110: 413–433.

Haddad, N. M., Tilman D., Haarstad J., Ritchie M. and Knops J. M. H., 2001: *Contrasting effects of plant richness and composition on insect communities: a field experiment*. *The American Naturalist*, 158:17–35.

Hanula, J. L., and Horn S., 2011: *Removing an invasive shrub (Chinese privet) increases native bee diversity and abundance in riparian forests of the southeastern United States*. *Insect Conservation and Diversity*, 4:275–283.

Hejda M., Hanzelka J., Kadlec T., Štrobl M., Pyšek P., Reif J., 2017: *Impacts of an invasive tree across trophic level: species richness, community composition and resident species' traits*. *Divers Distrib*, 23: 997–1007.

Hejda R., Farkač J. et Chobot K. [eds.] (2017): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky*. Bezobratlí. – Příroda, Praha, 36: 1–612.

Hejda, M. (2013): *Do species differ in their ability to coexist with the dominant alien *Lupinus polyphyllus*? A comparison between two distinct invaded ranges and a native range*. *Neobiota* 17: 2013, 39–55. doi: 10.3897/neobiota.17.4317

Hendrickx F., Maelfait J-P., Van Wingerden W., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., et al., 2007: *How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes*. *Journal of Applied Ecology*; 44: 340–351.

Heroldová M., 1994: *Diet of four rodent species from *Robinia pseudo-acacia* stands in South Moravia*. *Acta Theriologica* 39 (3): 333–337.

Herrera, A. M., and Dudley T. L., 2003: *Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion*. *Biological Invasions* 5:167–177.

Huntley J. C., 1990: *Robinia pseudoacacia* L. black locust. – In: Burns R. M. et Honkala B. H.: *Silvic of North America*. Vol. 2. Hardwoods. Agric. Hand. 654, Washington, DC: U. S. Department of Agriculture. Forest Service: 755–761.

IUCN, 2000: *IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive Species*. Dostupný také <[http://www.issg.org/pdf/guidelines\\_iucn.pdf](http://www.issg.org/pdf/guidelines_iucn.pdf)>.

Ivajnsič D., Cousins S. A. O., Kaligarič M., 2012: *Colonization by *Robinia pseudoacacia* of various soil and habitat types outside woodlands in a traditional Central-European agricultural landscape*. *Polish J. Ecol.* 60, 301–309.

- Jäger, H., Tye, A., et Kowarik, I., 2007: Tree invasion in naturally treeless environments: Impacts of quinine (*Cinchona pubescens*) trees on native vegetation in Galápagos. *Biological Conservation*, 140, 297–307.
- Keane R.M., Crawley J.M., 2002: *Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis*. *Trends Ecol*, 17, 164–170.
- Kowarik I., 1990: Zur Einführung und Ausbreitung der Robinie (*Robinia pseudoacacia* L.) in Brandenburg und zur Geholzsukzession ruderaler Robinienbestände in Berlin. *Verhandlungen des Berliner Botanischen Vereins*, 8: 33–67.
- Kulfan M., 2012: *Lepidoptera on the introduced Robinia pseudoacacia in Slovakia, Central Europe*. *Check List* 8:709–711.
- Landis D. A., Wratten S.D., Gurr G.M., 2000: Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*; 45: 175–201. PMID: 10761575.
- Lang A., 2003: Intraguild interference and biocontrol effects of generalist predators in a winter wheat field. *Oecologia* 2003; 134: 144–153. PMID: 12647191 2.
- Lescano M. N., and Farji-Brener A. G., 2011: Exotic thistles increase native ant abundance through the maintenance of enhanced aphid populations. *Ecological Research*, 26: 827–834.
- Levin L. A., Neira C., and Grosholz E. D., 2006: Invasive cordgrass modified wetland trophic function. *Ecology* 87: 419–432.
- Litt A. R. et al., 2014: Effects of Invasive Plants on Arthropods, *Conservation Biology*, Vol. 28, No. 6, 1532–1549.
- Litt, A. R., and Steidl R. J., 2010: Insect assemblages change along a gradient of invasion by a non-native grass. *Biological Invasions* 12:3449–3463.
- Liu H., Stiling P., 2006: Testing the enemy release hypothesis: a review and meta-analysis. *Biol Invasions* 8: 1535–1545.
- Lockwood M., Worboys G., Kothari A., 2006: *Managing protected areas: a global guide*. Sterling, VA: Earthscan. ISBN 978-1-84407-302-3.

- Longcore T., 2003: Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA). *Restoration Ecology*, 11: 397–409.
- Lonsdale W. M., 1999: Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80, 1522–1536.
- Lopezaraiza-Mikel, M. E., Hayes R. B., Whalley M. R., and Memmott J., 2007: The impact of an alien plant on the native plant-pollinator network: an experimental approach. *Ecology Letters* 10:539–550.
- Lovei G.L., Sunderland K.D., 1996: Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*; 41: 231–256. PMID: 15012329.
- MacArthur, R. H.; Wilson, E. O., 1967: *The theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 202–203.
- Marc P., Canard A., Ysnel F., 1999: Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 74: 229–273. 3.
- Matveev N. M., Krisanov G.N. et Lyzhenko I.I., 1975: Role of plant excretions in the formation of the grass stand in black locust and smoketree plantings in the steppe zone. *Biologicheskie Nauki (Minsk)*, 18, 80–84.
- McMaster R. T., 2005: Factors influencing vascular plant diversity on 22 islands off the coast of eastern North America. *Journal of Biogeography*, 32, 475–492.
- Memmott J., Waser N. M., 2002: Integration of alienplants into a native flower – pollinator visitation web. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 269: 2395–2399.
- Mlíkovský J., Stýblo P. (eds.), 2006: *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP. Praha, 496.
- Moreby S. J., 2003: Birds of lowland arable farmland: the importance and identification of invertebrate diversity in the diet of chicks. In: *Insect and Bird Interactions* (eds van Emden H, Rothschild M), 21–25.
- Moreno L. M., Guadalupe Fernandez M, Itati Molina S, Valladares G., 2013: The role of small woodland remnants on ground dwelling insect conservation in Chaco Serrano, Central Argentina. *Journal of Insect Science*; 13.

Moron, D., Lenda M., Sk'orka P., Szentgy'orgyi H., Settele J., and Woyciechowski M., 2009: Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation*, 142:1322–1332.

Nakamura A. et al., 2015: The role of human disturbance in island biogeography of arthropods and plants: an information theoretic approach, *Journal of Biogeography*, 42, 1406–1417.

Nasir H., Iqbal Z., Hiradate S. et Fujii Y., 2005: Allelopathic potential of *Robinia pseudo-acacia* L. *Journal of Chemical Ecology*, 31, 2179–2192.

Oberg S., Ekblom B., Bommarco R., 2007: Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122: 211–219.

Ortega Y. K., McKelvey K.S., Six D.L., 2006: Invasion of an exotic forb impacts reproductive success and site fidelity of a migratory songbird. *Oecologia*, 149, 340–351.

Pauchard A. et al., 2006: Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepcio' n, Chile), *Biological Conservation*, 127, 272–281.

Pearson D. E., 2009: Invasive plant architecture alters trophic interactions by changing predator abundance and behavior. *Oecologia*, 159: 549–558.

Pergl, J., Sádlo, J., Petrušek, A., Laštůvka, Z., Musil, J., Perglová, I., Šanda, R., Šefrová, H., Šíma, J., Vohralík, V., Pyšek, P., 2016: Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28, 1–37. Dostupný také z: <<http://dx.doi.org/10.3897/neobiota.28.4824>>.

Pfiffner L., Balmer O., 2011: *Ekologické zemědělství a biodiverzita*. Olomouc: Bioinstitut, ISBN 978-80-87371-09-1.

Pyšek P., Sádlo J., 2004c: Zavlečené rostliny – S vlky výt: alternativní boje proti zavlečeným druhům rostlin. *Vesmír* 3:140–143.

Pyšek, P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek Jr. J., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K., Tichý L., 2012b: Catalogue of



alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84, 155–255.

Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., et Vilà, M., 2012a: A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: The interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18, 1725–1737.

Reif J., Hanzelka J., Kadlec T., Štrobl M., Hejda M., 2016: Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: The alien tree *Robinia pseudoacacia* in the Czech Republic as a case study. *Biol Conserv*, 198: 50–59.

Rice S. K., Westerman B., Federici R., 2004: Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. *Plant Ecology* 174: 97–107.

Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D. et West C.J., 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6, 93-107.

Richardson, D. M., et Rejmánek, M., 2011: Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions*, 17, 788–809.

Rocca F.D., Stefanelli S., Bogliani G., 2016: *Robinia pseudoacacia* as a surrogate for native tree species for saproxylic beetles inhabiting the riparian mixed forests of northern Italy. *Agric Forest Entomol*, 18: 250–259.

RStudio Team (2015). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>

Řepka R., 2014: Větrělci a invazní rostliny v krajině – pohled neinvazního botanika. In: Aktuální stav invazních druhů v ČR. Informační materiál o invazních druzích., ZO ČSOP Veronica, Brno., str.6–7. Dostupný také z: <<http://docplayer.cz/17512-Aktualni-stav-invaznich-druhu-v-cr.html>>.

Řezáč M., Kůrka A., Růžička V., Heneberg P., 2015: Red List of Czech spiders: 3rd edition, adjusted according to evidence-based national conservation priorities. *Biologia* 70 (5): 645–666. DOI: 10.1515/biolog-2015-0079.

Sando Ch. E., 1932: The plant coloring matter robinin. *J. Biol. Chem.* 1932 94: 675–680.

Seitz, B., Nehring, S., 2013. Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung. *Robinia pseudoacacia* – Robinie. In: Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F., (eds.), Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 168–169.

Seitz, B., Nehring, S., 2013: Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung. *Robinia pseudoacacia* – Robinie. In: Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W., Essl, F., (Eds.), Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. BfN-Skripten 352, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 168–169.

Schellhorn N. A., Bianchi FJJA, Hsu CL., 2014: Movement of Entomophagous Arthropods in Agricultural Landscapes: Links to Pest Suppression. In: Berenbaum MR, editor. Annual Review of Entomology, Vol 59, 559–581.

Schirmel, J., Bundschuh, M., Entling, M. H., Kowarik, I., et Buchholz, S., 2016: Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: A global assessment. *Global Change Biology*, 22, 594–603.

Schutt P., 2010: Robinien. Baume Nordamerikas. Von Alligator-Wacholder bis Zucker-Ahorn. Alle charakteristischen Arten im Portrat (eds H. Roloff, H. Weisgerber, U. Lang et B. Stimm), pp. 215–236. Wiley-VCH Verlag, Weinheim, Germany.

Skéroka P., Lenda M., Tryjanowski P., 2008: Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. *Biological Conservation*, 143, 856–861.

Sklenička P., 2003: Základy krajinného plánování. Naděžda Skleničková, Praha, 154–157.

Sklenička P., Janovská V., Šálek M., Vlasák J., Molnárová K., 2014: The Farmland Rental Paradox: Extreme land ownership fragmentation as a new form of land degradation. *Land use Policy* 38: 587–593.

Slobodchikoff, C. N., and Doyen J. T., 1977: Effects of *Ammophila arenaria* on sand dune arthropod communities. *Ecology* 58:1171–1175.

- Spence J. R., Niemala K. J., 1994: Sampling Carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method 126 (3):881-894.
- Standish R. J., 2004: Impact of an invasive clonal herb on epigaeic invertebrates in forest remnants in New Zealand. *Biological Conservation*, 116: 49–58.
- Strong, D. R., Lawton J. H. and Southwood R., 1984: *Insects on plants: community patterns and mechanisms*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 313.
- Sunderland K., Samu F., 2000: Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution, and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 95: 1–13. 4.
- Svobodova Z., 1952: *Invaze akátu do pirozených společenstev*. – Ms., 83. [Disert. pr., depon. in: Knihovna Kat. bot. PoF UK Praha]
- Štrobl M., 2015: *Ekologie a diverzita hmyzu v akátových porostech*. Dep.: Česká Zemědělská Univerzita Praha
- Tallamy D. W., Ballard M., Amico V. D., 2010: Can alien plants support generalist insect herbivores? *Biological Invasions* 12: 2285–2292.
- Tallamy, D. W., 2004: Do alien plants reduce insect biomass? *Conservation Biology* 18: 1689–1692.
- Thomas M. B., Wratten S. D., Sotherton N. W., 1992: Creation of Island Habitats in Farmland to Manipulate Populations of Beneficial Arthropods—Predator Densities and Species Composition. *Journal of Applied Ecology* 29: 524–531.
- Tichý L., 2001: Trnovník akát. In: Pyšek, P., Tichý, L. (eds.): *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno: 34–35.
- Triplehorn, C. A., and Johnson N. F., 2005: *Borror and DeLong's introduction to the study of insects*, 7th edition. Brooks/Cole, Belmont, California.
- Tscharntke T., Steffan-Dewenter I., Kruess A., Thies C., 2002: Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354–363.
- Van Hengstum T., Hooftman D. A. P., Oostermeijer J. G. B., van Tienderen P. H., 2014: Impact of plant invasion on local arthropod communities: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 102: 4–11.

- Vasilopoulos, G., Tsiripidis, I., Karagiannakidou, V., 2007: Do abandoned tree plantations resemble natural riparian forests? A case study from northeast Greece. *Botanica Helvetica* 117: 125–142.
- Veitch N. C., Elliott P.C., Kite G.C. et Lewis G.P., 2010: Flavonoid glycosides of the black locust tree, *Robinia pseudoacacia* (Leguminosae). *Phytochemistry* 71: 479–486.
- Větvička V., 1961: Studie akatových porostu ve vltavském údolí. – Ms., 139 p. [Dipl. pr., depon in: Knihovna Kat. bot. PoF UK Praha]
- Veverková Z., 2009: Metodický list – Boj s akátem. DaphneČR – Institut aplikované ekologie.
- Vila M. et al., 2011: Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702–708.
- Vinogradova Y. K., Maiorov S.R., Khorun L.V., 2010: Black Book of the Flora of Central Russia: Alien Plant Species in Central Russian Ecosystems. GEOS, Moscow (RU).
- Vítková M., 2011: Péče o akátové porosty. *Ochrana přírody* 66 (6): 7–12.
- Vítková M., 2014: Management akátových porostů. [Management of Black Locust Stands.], *Životné prostredie*. Roč. 48, č. 2, 81-87. ISSN 0044-4863
- Vítková M., Müllerová J., Sádlo J., Pergl J., Pyšek P., 2017: Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree. *Forest Ecol Manag*, 384: 287–302.
- Vítková, M., Kolbek, J., 2010: Vegetation Classification and Synecology of Bohemian *Robinia pseudacacia* Stands in a Central European Context. *Phytocoenologia* 40 (2–3): 205–241.
- Waks C., 1936: The influence of extracts of *Robinia pseudoacacia* on the growth of barley. *Publications of the Faculty of Sciences, Charles University Prague*, 150, 84–85.
- Webb, C. E., Oliver I., and Pik A. J., 2000: Does coastal foredune stabilization with *Ammophila arenaria* restore plant and arthropod communities in southeastern Australia? *Restoration Ecology*, 8: 283–288.

Wolkovich, E. M., Bolger D. T., Holway D. A., 2009: Complex responses to invasive grass litter by ground arthropods in a Mediterranean scrub ecosystem. *Oecologia*, 161: 697–708.

Woodcock B. A., Harrower C., Redhead J., Edwards M., Vanbergen A.J., Heard M.S., et al., 2014: National patterns of functional diversity and redundancy in predatory ground beetles and bees associated with key UK arable crops. *Journal of Applied Ecology*; 51: 142–151.

Wratten, S. D., Sandhu H., Cullen R., Costanza R., 2013: *Ecosystem services in agricultural and urban landscapes*. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, 2013. ISBN 978-1-4051-7008-6.

Yela J. L., Holyoak M., 1997: Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of Noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology* 26: 1283–1290.

## 9 Přílohy

**Příloha č. 1:** Seznam zájmových ploch (P – původní porost, R – porost trnovníku akátu).

Zkratka plochy	Název plochy	GPS
P1	Hornátky	50°14'32.64"S 14°28'32.12"V
P2	Byškovice I	50°15'6.25"S 14°28'52.63"V
P3	Byškovice II	50°15'23.21"S 14°28'56.46"V
P4	Býkev II	50°21'13.27"S 14°26'1.41"V
P5	Cítov I	50°23'0.54"S 14°24'26.25"V
P6	Cítov II	50°23'13.87"S 14°24'1.82"V
P7	Byškovice III	50°15'39.20"S 14°28'35.60"
P8	Mšené-lázně	50°20'47.93"S 14° 7'35.38"V
P9	Roudnice N/L	50°24'33.92"S 14°15'44.16"V
P10	Písty	50°25'46.24"S 14° 9'4.93"V
P11	Postřižín	50°13'38.79"S 14°23'9.54"V
P12	Úžice	50°15'11.78"S 14°21'43.83"V
P13	Hřivno	50°19'2.04"S 14°46'34.99"V
P14	Vražkov	50°23'19.51"S 14°16'26.55"V
P15	Černíky	50° 6'10.65"S 14°49'43.07"V
R1	Předboj I	50°14'3.50"S 14°29'18.97"V
R2	Býkev I	50°21'5.66"S 14°26'1.71"V
R3	Ledčice	50°20'9.30"S 14°18'17.49"V
R4	Ctiněves	50°22'14.40"S 14°19'4.92"V
R5	Velké Přílepy	50° 9'59.42"S 14°19'27.63"V
R6	Chržín (hřbitov)	50°17'49.27"S 14°16'35.63"V
R7	Chržín (rybník)	50°17'27.50"S 14°15'49.60"V
R8	Velvary	50°16'13.58"S 14°13'53.75"V
R9	Slatina	50°12'59.34"S 14°13'12.54"V
R10	Přestavlky	50°24'12.57"S 14°13'7.22"V
R11	Chvalín	50°26'15.40"S 14°11'19.64"V
R12	Doksany	50°27'23.91"S 14°10'40.05"V
R13	Předboj II	50°13'44.37"S 14°29'25.57"V
R14	Veltrusy	50°16'8.54"S 14°21'33.78"V
R15	Vykáň	50° 6'51.96"S 14°49'35.48"V

**Příloha č. 2:** Tabulka celkového počtu jedinců sledovaných skupin členovců odchycených ze všech zájmových ploch napříč akátovými a původními porosty

<b>Taxon</b>	<b>Arachnida</b>	<b>Carabidae</b>	<b>Curculionoidea</b>	<b>Diplopoda</b>	<b>Elateridae</b>	<b>Heteroptera</b>	<b>Chilopoda</b>	<b>Lepidoptera</b>	<b>Neuroptera</b>	<b>Orthoptera</b>	<b>Silphidae</b>	<b>Staphylinidae</b>	<b>Arthropoda celkem</b>
<b>Celkový počet jedinců</b>	3792	20094	3546	4050	1380	3834	1143	7776	632	802	335	4095	51479
<b>Celkový počet druhů</b>	131	115	74	21	21	123	12	248	19	9	12	135	920

**Příloha č. 3:** Tabulka průměrného počtu ( $\pm$  SD = směrodatná odchylka) jedinců a druhů zájmových taxonů ve vztahu k typu porostu

Taxon	Počet jedinců (ks)				Počet druhů (ks)			
	Porost	Průměr	$\pm$ SD	Suma	Porost	Průměr	$\pm$ SD	Suma
Arachnida	Původní	129	70	1667	Původní	21	4	86
	Robinia	141	45	2116	Robinia	26	5	103
Carabidae	Původní	1028	704	13369	Původní	33	5	89
	Robinia	448	204	6725	Robinia	36	6	102
Curculionoidea	Původní	169	182	2196	Původní	13	5	52
	Robinia	69	64	1350	Robinia	12	4	45
Diplopoda	Původní	124	83	1618	Původní	5	2	16
	Robinia	162	119	2432	Robinia	5	3	15
Elateridae	Původní	26	19	335	Původní	7	2	19
	Robinia	70	30	1045	Robinia	7	2	16
Heteroptera	Původní	130	222	1689	Původní	19	5	77
	Robinia	143	94	2145	Robinia	24	7	99
Chilopoda	Původní	40	24	522	Původní	4	1	11
	Robinia	41	37	621	Robinia	4	1	10
Lepidoptera	Původní	358	108	4659	Původní	63	10	207
	Robinia	159	65	2390	Robinia	47	12	170
Neuroptera	Původní	27	14	353	Původní	27	14	15
	Robinia	19	13	279	Robinia	19	13	14
Orthoptera	Původní	49	132	630	Původní	48	132	4
	Robinia	11	8	162	Robinia	11	8	9
Silphidae	Původní	5	6	70	Původní	5	6	8
	Robinia	18	31	265	Robinia	18	31	9
Staphylinidae	Původní	161	59	2089	Původní	161	59	103
	Robinia	134	70	2006	Robinia	134	70	112
Arthropoda celkem	Původní	2247	891	29206	Původní	198	19	687
	Robinia	1436	431	21536	Robinia	194	27	704



**Příloha č. 4:** Seznam druhů zastoupených v Červeném seznamu bezobratlých (Hejda et al., 2017) a pavouků ČR (Řezáč et al., 2015)

Latinský název druhu	Kategorie <sup>1</sup>	Porost	Taxon
<i>Agroeca cuprea</i> (Menge, 1873)	LC	Oba	Arachnida
<i>Ceratinella major</i> (Kulczyński, 1894)	LC	Oba	Arachnida
<i>Clubiona brevipes</i> (Blackwall, 1841)	LC	Oba	Arachnida
<i>Clubiona subtilis</i> (L. Koch, 1867)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Gibbaranea bituberculata</i> (Walckenaer, 1802)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Haplodrassus soerenseni</i> (Strand, 1900)	LC	Původní	Arachnida
<i>Cheiracanthium campestre</i> (Lohmander, 1944)	LC	Oba	Arachnida
<i>Ozyptila claveata</i> (Walckenaer, 1837)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Palliduphantes insignis</i> (O. P.-Cambridge, 1913)	LC	Původní	Arachnida
<i>Philodromus buchari</i> (Kubcová, 2004)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Synema globosum</i> (Fabricius, 1775)	LC	Původní	Arachnida
<i>Theridion pictum</i> (Walckenaer, 1802)	LC	Oba	Arachnida
<i>Trochosa spinipalpis</i> (F. O. P.-Cambridge, 1895)	LC	Původní	Arachnida
<i>Xysticus luctator</i> (L. Koch, 1870)	VU	Původní	Arachnida
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802)	LC	Oba	Arachnida
<i>Egaenus convexus</i> (C. L. Koch, 1835)	LC	Robinia	Arachnida
<i>Carabus cancellatus</i> (Illiger, 1798)	NT	Robinia	Carabidae
<i>Harpalus picipennis</i> (Duftschmid, 1812)	NT	Robinia	Carabidae
<i>Harpalus politus</i> (Dejean, 1829)	NT	Původní	Carabidae
<i>Laemostenus terricola</i> (Herbst, 1784)	NT	Oba	Carabidae
<i>Lithobius tricuspis</i> (Meinert, 1872)	VU	Robinia	Chilopoda
<i>Orchestes betuleti</i> (Panzer, 1795)	VU	Původní	Curculionoidea
<i>Brachygonus megerlei</i> (Lacordaire, 1835)	VU	Oba	Elateridae
<i>Stenagostus rufus</i> (De Geer, 1774)	NT	Původní	Elateridae
<i>Alloeorhynchus (Alloeorhynchus) flavipes</i> (Fieber, 1836)	EN	Robinia	Heteroptera
<i>Aphanus rolandri</i> (Linnaeus, 1758)	NT	Oba	Heteroptera
<i>Aradus distinctus</i> (Fieber, 1860)	EN	Robinia	Heteroptera
<i>Arenocoris fallenii</i> (Schilling, 1829)	VU	Robinia	Heteroptera
<i>Megalonotus antennatus</i> (Schilling, 1829)	VU	Původní	Heteroptera
<i>Microporus nigrinus</i> (Fabricius, 1794)	VU	Robinia	Heteroptera
<i>Plinthisus pusillus</i> (Scholz, 1847)	NT	Robinia	Heteroptera
<i>Prostemma guttula guttula</i> (Fabricius, 1787)	NT	Robinia	Heteroptera
<i>Sciocoris homalonotus homalonotus</i> (Fieber, 1851)	VU	Původní	Heteroptera
<i>Sehirus morio</i> (Linnaeus, 1761)	EN	Robinia	Heteroptera
<i>Dysauxes ancilla</i> (Linnaeus, 1767)	NT	Oba	Lepidoptera
<i>Endromis versicolora</i> (Linnaeus, 1758)	VU	Robinia	Lepidoptera

<i>Korscheltellus lupulinus</i> (Linnaeus, 1758)	VU	Oba	Lepidoptera
<i>Oria musculosa</i> (Hübner, 1808)	NT	Oba	Lepidoptera
<i>Phyllodesma tremulifolia</i> (Hübner, 1810)	NT	Oba	Lepidoptera
<i>Spatalia argentina</i> (Den. et Schiff., 1775)	VU	Původní	Lepidoptera
<i>Micromus lanosus</i> (Zelený, 1962)	VU	Původní	Neuroptera
<i>Nicrophorus sepultor</i> (Charpentier, 1825)	VU	Robinia	Silphidae
<i>Bisnius subuliformis</i> (Gravenhorst, 1802)	EN	Původní	Staphylinidae
<i>Callicerus obscurus</i> (Gravenhorst, 1802)	EN	Původní	Staphylinidae
<i>Crataraea sutularis</i> (Mannerheim, 1830)	NT	Robinia	Staphylinidae
<i>Enalodroma hepatica</i> (Erichson, 1839)	NT	Oba	Staphylinidae
<i>Gyrophynus atratus</i> (Heer, 1839)	NT	Původní	Staphylinidae
<i>Ilyobates propinquus</i> (Aubé, 1850)	VU	Robinia	Staphylinidae
<i>Lamprinodes saginatus</i> (Gravenhorst, 1806)	CR	Robinia	Staphylinidae
<i>Liogluta micans</i> (Mulsant et Rey, 1852)	VU	Původní	Staphylinidae
<i>Mycetoporus baudueri</i> (Mulsant et Rey, 1875)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Mycetoporus dispersus</i> (Schülke et Kocian, 2000)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Mycetoporus forticornis</i> (Fauvel, 1875)	VU	Robinia	Staphylinidae
<i>Mycetoporus rufescens</i> (Stephens, 1832)	EN	Oba	Staphylinidae
<i>Ocypus brunnipes</i> (Fabricius, 1781)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Pella funesta</i> (Gravenhorst, 1806)	NT	Oba	Staphylinidae
<i>Pella lugens</i> (Gravenhorst, 1802)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Philonthus caucasicus</i> (Nordmann, 1837)	EN	Robinia	Staphylinidae
<i>Philonthus fumarius</i> (Gravenhorst, 1806)	NT	Robinia	Staphylinidae
<i>Plataraea dubiosa</i> (Benick, 1934)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Platydracus fulvipes</i> (Scopoli, 1763)	NT	Oba	Staphylinidae
<i>Platydracus latebricola</i> (Gravenhorst, 1806)	VU	Původní	Staphylinidae
<i>Quedius levicollis</i> (Brullé, 1832)	VU	Robinia	Staphylinidae
<i>Sepedophilus nigripennis</i> (Stephens, 1832)	EN	Oba	Staphylinidae
<i>Siagonium quadricorne</i> (Kirby et Spence, 1815)	EN	Původní	Staphylinidae
<i>Tasgius ater</i> (Gravenhorst, 1802)	NT	Původní	Staphylinidae
<i>Tasgius morsitans</i> (Rossi, 1790)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Tasgius pedator</i> (Gravenhorst, 1802)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Tasgius winkleri</i> (Bernhauer, 1906)	VU	Oba	Staphylinidae
<i>Xantholinus dvoraki</i> (Coiffait, 1955)	NT	Oba	Staphylinidae
<i>Xantholinus elegans</i> (Olivier, 1795)	NT	Oba	Staphylinidae
<i>Zyras haworthi</i> (Stephens, 1832)	VU	Robinia	Staphylinidae

<sup>1</sup> LC (Least Concern - málo dotčený), NT (Nearly Threatened - téměř ohrožený), VU (Vulnerable - zranitelný), EN (Endangered – ohrožený), CR (Critically Endangered – kriticky ohrožený).

**Příloha č. 5:** Grafy znázorňující trendy počtu jedinců a počtu druhů všech zájmových skupin členovců ve vztahu k typu porostu.

